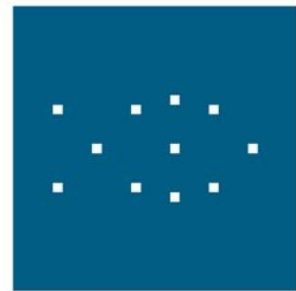


KADMIUM I TASKEKRABBEN (*CANCER PAGURUS*) RELATERT TIL STØRRELSE OG BIOLOGI

En sammenligning av krabber fra Nord- og Sør-Norge



N I F E S
NASJONALT INSTITUTT
FOR ERNÆRINGS- OG
SJØMATFORSKNING

Av

Ingvild Lindborg

Masteroppgave i miljøkjemi

Kjemisk institutt

Universitetet i Bergen

Februar 2017

FORORD

Denne masteroppgaven er skrevet i forbindelse med masterutdanning i miljøkjemi ved Universitet i Bergen (UiB), og er et samarbeid mellom kjemisk institutt (UiB) og Nasjonalt Institutt for Ernærings- og Sjømatforskning (NIFES). Oppgaven ble utført ved NIFES, i forbindelse med et større pågående krabbeprosjekt der fysiske og biologiske parametre og kadmium kartlegges hos krabber fra Nord- og Sør-Norge, samt undersøkelse av uønskede forbindelser.

Først og fremst vil jeg takke veilederne mine: Forskningssjef Amund Måge, forsker Sylvia Frantzen og stipendiat Martin Wiech ved NIFES og Professor Leif J. Sæthre ved Kjemisk institutt (UiB) for en spennende oppgave og veiledning underveis. Spesielt vil jeg takke stipendiat Martin Wiech og forsker/stipendiat Snorre Bakke for hjelp til innsamling og opparbeiding av prøvene, samt Dr. Sylvia Frantzen for grundig veiledning og opplæring i LIMS og Statistica.

Videre vil jeg takke direktøren ved NIFES Ole Arve Misund for å ha stilt laboratoriestyr og lesesal til disposisjon, samt et inkluderende fellesskap med julebord og andre sosiale begivenheter. Jeg vil takke de ansatte på prøvemottak for råd og hjelp med utsyr, samt frysetørring av prøvene. Jeg vil også takke de ansatte på laboratoriet for grunnstoff, og spesielt Nina Margrethe Steinsvik for opplæring på lab og analysing av prøvene.

Til slutt vil jeg takke mine medstudenter ved NIFES og UiB som har sørget for et godt og sosialt samhold som har gjort hverdagen mye bedre. Jeg vil også takke min familie og venner, og spesielt min mann som har støttet og oppmuntret meg under hele oppgaven.

Tusen takk for alle sin støtte og tillit!

Bergen, februar 2017

Ingvild Lindborg

SAMMENDRAG

Taskekrabben (*Cancer pagurus*) er en populær sjømat-art som fiskes både kommersielt og av fritidsfiskere. I 2009 ble det funnet kadmiumverdier i klokjøtt over grenseverdi hos krabbe fra Nord-Norge. Dette satte i gang en rekke studier for å undersøke omfang og opphav av de høye kadmiumverdiene i Nord-Norge, og det er enda ikke kjent hva som forårsaker de høye verdiene. Målet med denne oppgaven var å undersøke om høye kadmiumnivåer funnet i krabbe fra Nord-Norge kan skyldes forskjeller i krabbens biologi mellom nord og sør. Hypotesen bak oppgaven gikk ut på at krabbe fra Nord-Norge utsettes for et kaldere klima og en kortere sesong med aktivt matopptak enn krabbene i Sør-Norge, noe som kunne føre til at krabbene i nord vil vokse saktere enn krabbene fra sør. Hvis dette er tilfellet, kan krabber fra Nord-Norge være mye eldre enn krabber fra Sør-Norge med lik skallbredde, og krabbene fra nord ville ha hatt en mye lengre tid på å akkumulere kadmium. Dette kunne muligens forklare den store forskjellen i kadmiumkonsentrasjoner i krabbe fra nord og sør.

For å undersøke dette ble det samlet inn til sammen 174 krabber fra én stasjon lengst mulig nord i landet (Senja) og én stasjon i Sør-Norge (Sotra). Målet var å ha en størst mulig spredning i størrelse, og det ble fisket krabber med skallbredde fra 90 til 180 mm. I denne oppgaven ble kadmiumkonsentrasjonene i ferske, rå krabber undersøkt ved ICP-MS. I tillegg ble størrelse og ulike fysiske og biologiske parameter undersøkt for å finne ut om noen av disse faktorene kunne bidra til å forklare forskjellene mellom nord og sør.

Resultatene viste høye kadmiumnivåer i hepatopankreas av krabbe fra Senja, med et gjennomsnitt på 19 ± 21 mg/kg våtvekt, noe som bekrefter tidligere høye nivåer i Nord-Norge og viste at de høye kadmiumnivåene i Nord-Norge strekker seg enda lengre nordover enn det som tidligere er vist. Det ble funnet liten sammenheng mellom kadmiumnivåene med størrelse og de øvrige fysiske og biologiske parameterne hos krabbene. Det var imidlertid resultater som indikerte at det totale kadmiuminnholdet til krabbene faktisk økte med økende størrelse, men at selve kadmiumkonsentrasjonen hos krabbene ble fortynnet på grunn av krabbens vekst og økende matinnhold. Resultatene i denne oppgaven gir ikke grunnlag for å si at høyere alder og saktere vekst hos krabber fra Senja er årsaken til de høye kadmiumnivåene i Nord-Norge. Dersom krabber av mindre størrelse hadde vært inkludert, altså ikke kjønnsmodne krabber, kunne det muligens ha gitt et bedre grunnlag til å konkludere. Det samme hadde vært tilfellet dersom det hadde vært mulig å aldersbestemme krabbene, som ville vært et mer presist mål enn skallbreddemålinger.

INNHALDSFORTEGNELSE

Forord.....	2
Sammendrag.....	4
Forkortelser.....	9
1 Innledning.....	10
1.1 Bakgrunn.....	10
1.2 Målsetning.....	13
2 Teori.....	15
2.1 Taskekrabben (<i>Cancer pagurus</i>).....	15
2.1.1 Utbredelse og fiske.....	15
2.1.2 Anatomi.....	16
2.1.3 Fysiologi.....	18
2.1.4 Livssyklus.....	20
2.1.5 Aldersbestemmelse.....	24
2.1.6 Sykdommer.....	26
2.2 Kadmium.....	27
2.2.1 Fysiske og kjemiske egenskaper.....	27
2.2.2 Forekomst av kadmium.....	28
2.2.3 Anvendelse av kadmium.....	29
2.2.4 Kilder og utslipp av kadmium.....	29
2.2.5 Human eksponering av kadmium og helseeffekter.....	31
2.2.6 Kadmium i vann og marine organismer.....	34
3 Material og metode.....	38
3.1 Prøveuttak.....	38
3.2 Disseksjon og opparbeiding av krabbe.....	38
3.3 Frysetørking.....	41
3.4 Oppslutning av prøvemateriale.....	41

3.4.1	Oppslutning med mikrobølgeovn	41
3.4.2	Oppslutning med UltraWave mikrobølgeovn.....	42
3.5	Analyse av prøvemateriale	43
3.5.1	ICP-MS teori	43
3.5.2	ICP-MS eksperimentelt	47
3.5.3	Kvalitetssikring av metode og analysesvar	49
3.6	Statistiske metoder	53
4	Resultat	55
4.1	Sertifisert referansemateriale	55
4.2	Prøvemateriale	56
4.3	Størrelse og matinnhold ved de to lokalitetene.....	60
4.3.1	Skallbredde og vekt av hel krabbe	60
4.3.2	Hepatopankreas-, klokjøtt- og gonadevekt	63
4.3.3	Matinnhold	65
4.4	Kadmiumkonsentrasjon i taskekrabben.....	67
4.4.1	Kadmiumkonsentrasjon i hepatopankreas og klokjøtt.....	67
4.4.2	Kadmiumkonsentrasjon i taskekrabben relatert til størrelse.....	70
4.4.3	Kadmiumkonsentrasjon i taskekrabben relatert til matinnhold	73
5	Diskusjon.....	76
5.1	Prøvematerialet og metode	76
5.1.1	Taskekrabben	76
5.1.2	Opparbeiding og analyse av prøvematerialet.....	78
5.1.3	Statistiske metoder	80
5.2	Kadmiumkonsentrasjon i taskekrabben.....	80
5.2.1	Kadmiumnivåer i Nord-Norge og Sør-Norge	80
5.2.2	Sammenhengen mellom kadmium og størrelse.....	83
5.2.3	Sammenhengen mellom kadmium og matinnhold	85

5.2.4	Hvorfor har krabbe høyere kadmiumnivåer i nord enn sør?.....	88
5.3	Mattrygghetsperspektiv	90
5.4	Resultatenes samfunnsmessige betydning	92
6	Konklusjon.....	93
7	Videre arbeid	94
8	Referanser.....	95
9	Vedlegg	105
9.1	Vedlegg I: Figurer	105
9.2	Vedlegg II: Variansanalyse	107
9.3	Vedlegg III: Rådata.....	109

FORKORTELSER

Cd	Kadmium
HP	Hepatopankreas
NIFES	Nasjonalt Institutt for Ernærings- og Sjømatforskning
EFSA	European Food Safety Authority
EU	Den europeiske union
TWI	Tolerabelt ukentlig inntak (Tolerable Weekly Intake)
ICP-MS	Induktivt koblet plasma massespektrometer
HSI	Hepatosomatisk indeks
GSI	Gonadosomatisk indeks
PCA	Prinsipal komponent analyse
SRM	Sertifisert referansemateriale
SLP	Sammenlignende laboratorieprøving/ringtester
LOD	Deteksjonsgrense (Limit of Detection)
LOQ	Kvantifiseringsgrense (Limit of Quantification)
SD	Standardavvik
RSD	Relativt standardavvik
\bar{x}	Gjennomsnitt
v.v.	Våtvekt
t.v.	Tørrvekt
VKM	Vitenskapskomiteen for mattrygghet
WHO	Verdens helseorganisasjon (World Health Organization)
NMKL	Nordisk metodikkomié for næringsmidler
NKK	Norsk Klinisk-kjemisk Kvalitetskontroll
FAO	Food and Agriculture Organization of the United Nations
FHI	Folkehelseinstituttet

1 INNLEDNING

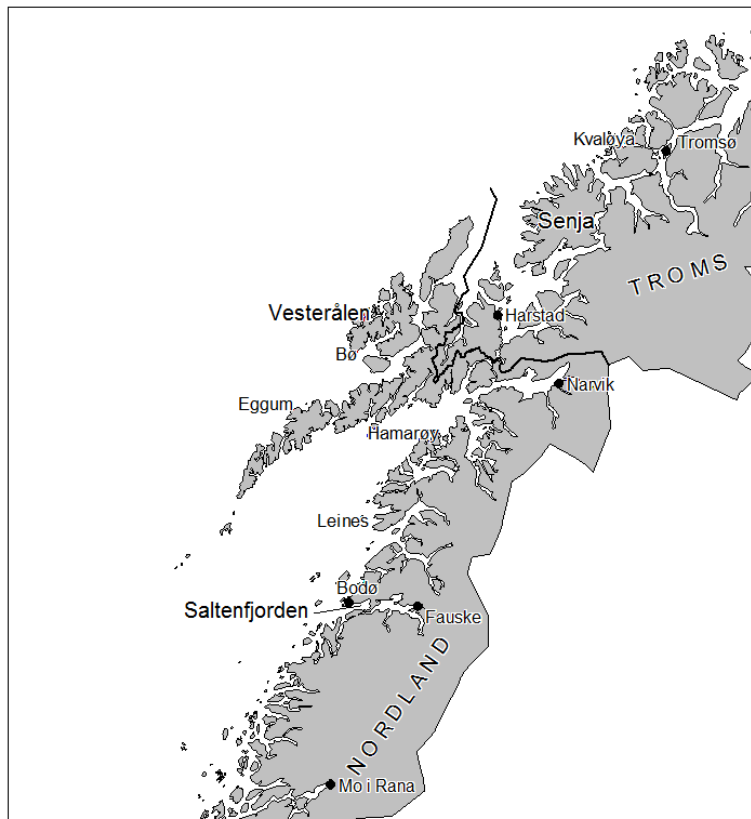
1.1 BAKGRUNN

Taskekrabben (*Cancer pagurus*) er en populær sjømat-art som fiskes både kommersielt og av fritidsfiskere. I 2015 var det norske kommersielle fangstvolumet på 7851 tonn som tilsvarte en verdi på 173,8 millioner norske kroner (Sandberg 2016). Det kommersielle fisket av taskekrabbe har økt de siste årene fra 5433 tonn i 2013. Det globale årlige fangstvolumet ligger vanligvis på rundt 50 000 tonn og i 2014 ble det fisket 52 995 tonn taskekrabbe på verdensbasis (FAO 2016).

Taskekrabben er en god kilde til proteiner, vitaminer (A, E og B12), kalsium, jern, jod og selen (Matvaretabellen 2016). I Norge spises både brunmat og klokjøtt. Brunmat består hovedsakelig av fordøyelseskjertel (hepatopankreas) og rogn. Hepatopankreas er kjent for å akkumulere fremmedstoffer og kan ha relativt høye konsentrasjoner av kadmium (Overnell 1986), dioksiner og dioksinlignende PCB (Knutzen m.fl. 1999). Det er ikke fastsatt noen øvre grenseverdi for miljøgifter i brunmat av krabbe, men EU (2006) har etablert en øvre grenseverdi for kadmium i klokjøtt på 0,5 mg/kg våtvekt (v.v.). Mattilsynet (2015) advarer barn og kvinner i fruktbar alder (gravide og ammende) mot å spise brunmat av krabbe på grunn av faren for høyt innhold av miljøgifter. Advarselen gjelder ikke hvitt krabbekjøtt som klokjøtt, som hovedsakelig består av magert muskelvev og inneholder generelt lave nivåer av uønskede stoffer.

I 2009 ble et parti med krabber fra Bodø Skalldyr (fra Saltfjorden) analysert i Sverige og det ble funnet kadmiumkonsentrasjoner i klokjøtt som var mer enn fire ganger høyere enn EUs øvre grenseverdi på 0,5 mg/kg v.v. (sisert av Julshamn m.fl. 2012). Dette førte til at Mattilsynet i 2010 gjennomførte en kartlegging av tungmetaller i taskekrabben fra Saltenområdet (Frantzen m.fl. 2011). Her ble det tatt sampleprøver fra 14 ulike lokasjoner, der tre av lokasjonene ble funnet å ha forhøyede kadmiumkonsentrasjoner i klokjøtt. Den høyeste konsentrasjonen var på 1,1 mg/kg v.v. I brunmat var kadmiumkonsentrasjonene opp til 19 mg/kg v.v. Sommeren 2011 ble det på oppdrag fra private aktører og det lokale Mattilsynet utført en ny kartleggingsundersøkelse med 15 nye samleprøver i Saltenområdet (sisert av Julshamn m.fl. 2012). Her ble seks av prøvene funnet til å ha kadmiumkonsentrasjoner over grenseverdien. Disse funnene førte til at Mattilsynet (2011) gikk ut og advarte folk mot å

spise krabbe fanget mellom Saltenfjorden og Leinesflesjan i Steigen, og krabbefisket i området stoppet opp. Figur 1-1 viser et kart over Nord-Norge med noen stedsnavn:



Figur 1-1: Kart over Nord-Norge med noen stedsnavn.

For å finne ut om dette bare var et problem i Saltenområdet, eller om det også kunne gjelde andre steder, ble det gjennomført en større kartlegging av fremmedstoffer i taskekrabben i løpet av høsten 2011. Denne kartleggingen ble utført av NIFES, på vegne av Mattilsynet, langs hele den delen av norskekysten der taskekrabben finnes (Julshamn m.fl. 2012). Her ble det fisket 10 krabber fra 47 ulike lokaliteter langs kysten fra Hvaler i sørøst til Bø i Vesterålen i nord. Resultatene fra denne omfattende kartleggingen viste spesielt høye kadmiumkonsentrasjoner nord for Saltenfjorden sammenlignet med lenger sør i landet. Nord for Saltfjorden varierte gjennomsnittlig kadmiumkonsentrasjon fra 0,29 til 1,3 mg/kg v.v. i klokjøtt og fra 6,7 til 25 mg/kg v.v. i brunmat. Sør for Saltfjorden lå konsentrasjonene i klokjøtt fra 0,027 til 0,28 mg/kg v.v. og i brunmat fra 0,55 til 4,8 mg/kg v.v. Nord for Saltfjorden var det bare to lokaliteter, Verøyflaget (Bø i vesterålen) og Nesjeøyen øst av Eggum (Vestvågøy), som ikke viste en gjennomsnittlig kadmiumkonsentrasjon i klokjøtt over

grenseverdien. Kadmiumnivået i taskekrabben økte ikke jevnt nordover langs kysten, men viste en brå økning ved Salten og viste høye kadmiumkonsentrasjoner i området fra Bodø til Hamarøy. Krabbe fanget i Vesterålen viste derimot lavere kadmiumkonsentrasjoner, men her ble det tatt få prøver.

I 2012 ble det utført en oppfølging av den store kartleggingen av Mattilsynets krabbeprosjekt der kadmiumkonsentrasjonene fra flere lokaliteter i Vesterålen ble undersøkt (Julshamn m.fl. 2013). Her ble det samlet inn ti taskekrabber fra syv ulike stasjoner i Vesterålen. Resultatene fra denne undersøkelsen viste høye kadmiumnivåer i klokjøtt fra taskekrabbe fisket i Vesterålen, tilsvarende det som ble funnet i Saltenområdet i 2011.

Nordland fylkeskommune ønsket å forstå de høye kadmiumkonsentrasjonene, og en ny undersøkelse ble satt i gang høsten 2013. Fra perioden august 2013 til januar 2014 ble det tatt prøver av ti krabber fra 20 lokaliteter i Nordland (Frantzen m.fl. 2015). Én lokalitet var like sør for Saltfjorden og resten fra Saltfjorden i sør til og med Vesterålen i nord. Målet med denne undersøkelsen var å gjøre en grundigere kartlegging av kadmiumkonsentrasjonene i taskekrabben fra Nordland, fra Salten og nordover, med flere stasjoner inne i fjordene i tillegg til stasjonene ved kysten for å undersøke om det var et geografisk mønster. Ved 11 av de 20 lokalitetene fra Saltfjorden og nordover, ble det funnet kadmiumkonsentrasjoner i klokjøtt over grenseverdien. De høyeste kadmiumkonsentrasjonene ble funnet hos krabbe fanget både ved kysten og inne i fjorder, og det var ikke noe geografisk mønster. I denne undersøkelsen ble det også tatt prøver av blåskjell fra fem ulike lokaliteter, som alle viste normale kadmiumverdier og ingen sammenheng mellom kadmiumnivået i blåskjell og krabbe fra samme lokalitet. Sammenlignet med tidligere undersøkelser viste kadmiumnivået i krabbene at det var store variasjoner fra år til år ved gjentatt prøvetaking fra samme lokalitet.

Årsaken til de høye kadmiumnivåene funnet i krabbe fra Saltfjorden og nordover er foreløpig ukjent. Om de høye kadmiumnivåene skyldes naturlig forekomst eller om de skyldes menneskelige aktiviteter er blitt undersøkt, men er heller ikke avklart (Knutsen 2013). I 2012 ble det på oppdrag av Miljødirektoratet gjennomført en kartlegging av metaller i marine sediment i Salten-området (Falk 2012). Her ble det foretatt undersøkelser av 157 sedimentprøver fra Støtt i sør til Andholmen i nord. Stasjonene ble valgt på bakgrunn av tidligere kartlegging av høye kadmiumnivåer i krabbe, antatt uberørte områder, og informasjon om dumpeplasser for skip, ammunisjon og skytefelt. Resultatene fra undersøkelsen viste generelt lave metall-konsentrasjoner i sedimentprøvene. I et fåtall sedimentprøver ble det målt lett forhøyete kadmiumnivåer, men ingen konsekvente trender

ble observert og det var ingen direkte samsvar mellom forhøyede nivåer i sediment og i krabbe. Denne undersøkelsen avdekket ingen konkrete punktkilder til kadmium.

I August 2013 ble det gjennomført en innsamling av taskekrabbe, blåskjell, børstemark, sediment og sjøvann av Møreforskning rundt tre oppdrettsanlegg, for å undersøke om oppdrettsanlegg kunne være en kilde til kadmium i krabbe (Falk 2014). Ved hver lokalitet ble det tatt prøver ved fem stasjoner med gradvis økende avstand fra oppdrettsanlegget. Dette tilsvarte et totalt antall krabbep prøver på 241 stk. I blåskjell, børstemark og vannprøvene ble det funnet lave kadmiumkonsentrasjoner, og i sedimentprøvene ble kadmiumkonsentrasjonene klassifisert til tilstandsklasse I (bakgrunnsnivå). Denne undersøkelsen viste ingen klar sammenheng mellom avstand fra og størrelse på anlegg og konsentrasjoner av metaller i biota, vann og sediment. Undersøkelsen gav ingen indikasjoner på at oppdrettsanlegg er en kilde til kadmium i det marine miljøet. Disse undersøkelsene tyder på at de høye kadmiumnivåene funnet i taskekrabben nord for Salten ikke skyldes antropogene kilder, men heller naturlige årsaker. En mulig teori er tilførselen av nærings- og kadmiumrikt dyphavsvann som transporteres inn mot kysten fra kontinentalsokkelen (Falk og Nøst 2013). Dyphavsvannet er rikt på næringssalter som stammer fra bunnfelt dødt organisk materiale. Det er ved flere steder i verden blitt registrert høye kadmiumkonsentrasjoner i dyphavsvann, mens overflatevann normalt er næringsfattig og andelen biotilgjengelig kadmium lav. Når dyphavsvannet strømmer opp (på grunn av smal kontinentalsokkel med mye virvelaktivitet i området), vil det kunne starte en høy biologisk produksjon om våren og sommeren, og kadmium fra dyphavsvannet vil trolig bli mer biotilgjengelig og slik bli lettere tatt opp i næringskjeden. En annen mulig forklaring på de høye kadmiumkonsentrasjonene i Nordland kan være knyttet til krabbens biologi. Dette er tema for målsetningen med denne oppgaven.

1.2 MÅLSETNING

For å videre undersøke problemstillingen med høye kadmiumnivåer i Nordland, ble det ved NIFES satt i gang en doktorgrad og masteroppgave som gikk ut på å undersøker ytterligere om kadmiumnivåene kan skyldes forskjeller i krabbens biologi. Målet med denne masteroppgaven var å undersøke kadmiumkonsentrasjoner i ferske, rå krabber fra én stasjon lengst mulig nord i landet (Senja) og fra én stasjon i Sør-Norge (Sotra), med et særlig fokus

på krabbens biologi. Kadmiumkonsentrasjonene i taskekrabben skulle sammenlignes med størrelsen til krabbene (skallbredde og totalvekt) for å undersøke om størrelsen til krabbene hadde en sammenheng med kadmiumnivået. Hypotesen bak oppgaven er at krabbene i Nord-Norge utsettes for et kaldere klima og kortere sesong med aktivt matopptak enn krabbene i Sør-Norge, noe som fører til at krabbene i nord skifter skall sjeldnere og vokser dermed saktere enn krabbene fra Sør-Norge. Hvis dette er tilfellet, kan krabber fra Nord-Norge være mye eldre enn krabber fra Sør-Norge med lik skallbredde, og krabbene fra nord ville ha hatt en mye lengre tid på å akkumulere kadmium. Dette kunne muligens kan forklare den store forskjellen i kadmiumkonsentrasjoner i krabbe fra nord og sør. For å undersøke dette ble det høsten 2015 samlet inn 174 krabber fra Sotra og Senja, der målet var å ha en størst mulig spredning i størrelsen på krabbene. Disse ble analysert for kadmium i klokjøtt og hepatopankreas. I tillegg ble flere ulike fysiske og biologiske parametre som bredde på haleklaff, størrelse på klo, vekt av hel klo, klokjøttvekt, skallskiftestadiet, svarte flekker, påvekster, visuell matfylde, hepatopankreas tetthet og utseende, hepatopankreas-vekt, gonadevekt og visuell gonademodningsgrad registrert for å undersøke om noen av disse faktorene kunne bidra til å forklare forskjellene mellom nord og sør.

2 TEORI

2.1 TASKEKRABBEN (*CANCER PAGURUS*)

2.1.1 Utbredelse og fiske

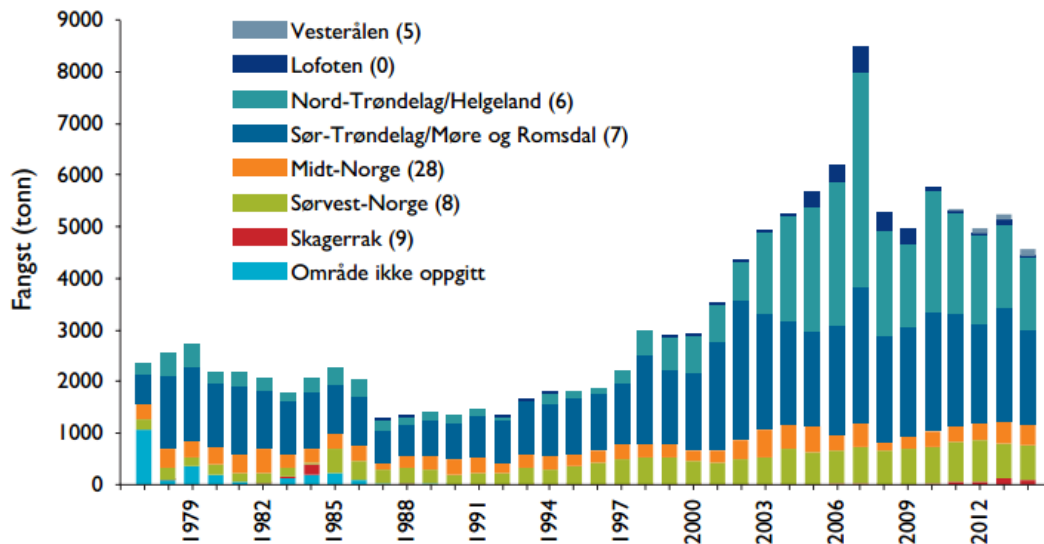
Taskekrabben (*Cancer pagurus*) tilhører Cancridae familien (spiselige krabber) som hører inn under Decapoda (tifotkreps) og Crustacean (krepsdyr) (Harrison og Crespi 1999; van der Meeren m.fl. 2008). Den forekommer i kystfarvann i Svartehavet og Middelhavet, og er utbredt fra Nord-Afrika til Nord-Norge, der de viktigste områdene i Europa er rundt Storbritannia og Irland (figur 2-1) (Søvik 2015). Nordgrensen for taskekrabben har endret seg over tid der taskekrabben stadig har beveget seg lengre nordover (Woll og van der Meeren 1997). Undersøkelser gjennomført av Havforskningsinstituttet på slutten av 70-tallet viste at taskekrabben sin nordligste utbredelse var sørøst for Lofoten (Torheim 1979), mens det i senere tid har det vært en sterk økning i krabbe lengre nordover til Troms fylke (Woll m.fl. 2006a). Krabbefisket i Norge er størst i Møre og Romsdal, Trøndelag og på Helgelandskysten, men i løpet av det siste tiåret har krabbefisket bredt seg nordover til Troms. Undersøkelser av fangspotensialet til taskekrabben i Troms ble undersøkt høsten 2015 av Bakke et.al. (2016) der utbredelsen av taskekrabben ble funnet til å strekke seg til Kvaløya i Troms. Denne undersøkelsen konkluderte imidlertid med at den foreløpige forsøksfangsten i dette området har vist seg å inneholde for små mengder taskekrabbe for å kunne ha en kommersielt lønnsom fangst.

Fiske av taskerabbe i Norge har økt jevnt fra midten av 1990-tallet frem til 2007 da det var en rekordlanding på mer enn 8500 tonn (figur 2-2) (Søvik 2015). I 2015 var det norske kommersielle fangstvolumet på 7851 tonn som tilsvarte en verdi på 173,8



Figur 2-1: Utbredelse av taskekrabbe (Søvik 2015).

millioner norske kroner (Sandberg 2016). Denne økningen i krabbefiske skyldes sannsynligvis at nye fiskeområder har blitt tatt i bruk og at taskekrabben har begynt å vandre lengre nordover som en følge av økt temperatur i havet som gir krabben bedre levestandard (Søvik 2015).



Figur 2-2: Fangst av taskekrabbe (tonn) i Norge i ulike områder fra 1977 til 2014 (Søvik 2015).

Krabbefisket i Norge foregår hovedsakelig med teiner fra våren og ut året, der hovedfisket av taskekrabben er fra august til oktober (Søvik 2015). I løpet av de siste årene har det imidlertid blitt mer vanlig med helårsfiske og lengden på krabbefiskesesongen i Norge har økt. I Norge begrenses ikke krabbefiske i form av kvote, men det er krav om minstemål på skallbredden til taskekrabben. Minstemålet skal sikre at taskekrabbene er blitt kjønnsmodne og store nok til å gyte før de fanges. Nord for Rogaland er minstemål på skallbredden 13 cm, mens fra svenskegrensen til og med Rogaland er minstemålet 11 cm (Fiskeridirektoratet 2017).

2.1.2 Anatomi

Kroppformen til taskekrabber er bred og relativt flat med en haleklaff som er bøyd innunder kroppen (figur 2-3) (Warner 1977; van der Meeren m.fl. 2008). Den har et hardt skall som er oppdelt i ryggskjold (karapax), som dekker både hodet og forkroppen, og leddete skall som

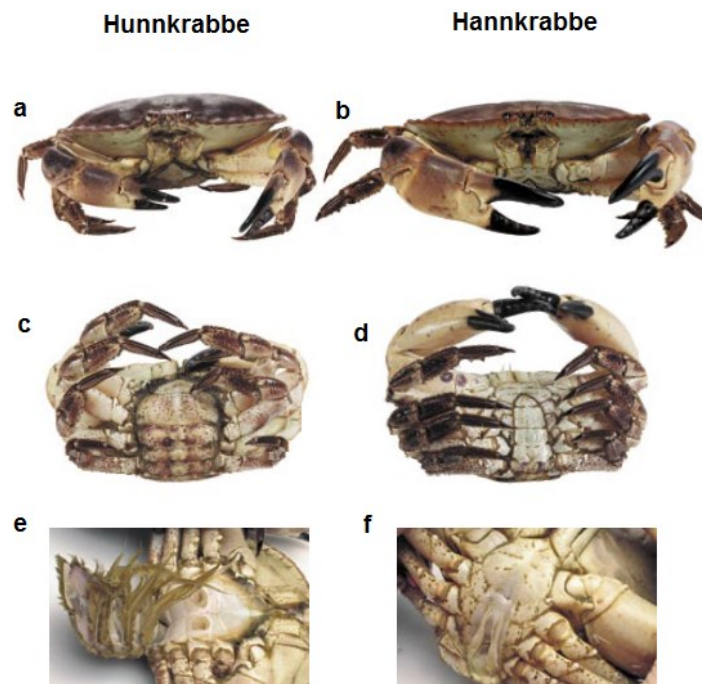
dekker resten av kroppen. Ryggskjoldet til taskekrabben er rødbrunt i farge, ovalt i form og ujevnt i forkanten. Øynene sitter midt i forkanten i en fordypning sammen med to par små antenner. Munnen har kjever og kjeveføtter som bearbeider maten, og taskekrabben har fem par gangbein der de fremste består av store klør med svarte klosakser.



Figur 2-3: Utseende til en taskekrabbe (kilde: Foto av Martin Wiech fra NIFES).

Klørne benyttes til å fange mat, til sosiale interaksjoner og til å forsvare seg (van der Meeren m.fl. 2008). Skallet til krabben er tungt forkalket og virker som en beskyttelse mot rovdyr (Warner 1977). Det består av fire lag, der det ytterste laget (epikutikkel) mangler kitin og er ikke så tungt forkalket slik at det innehar litt fleksibilitet. Det ytterste laget opptrer som en viktig sperre for kitinelskende bakterier (van der Meeren m.fl. 2008). De to neste lagene (exokutikkel og endokutikkel) inneholder kitin og er forkalket, mens det innerste laget på skallet er en membranhinne som dekker hele organismen (Warner 1977).

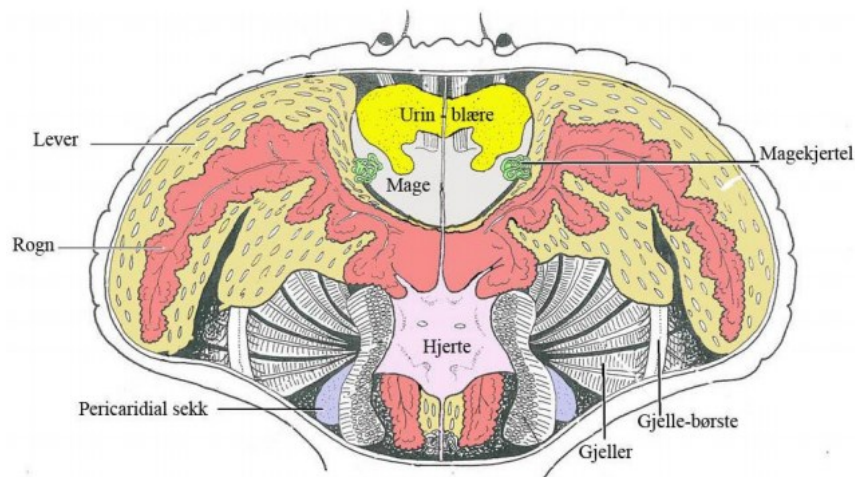
Hunnkrabber og hannkrabber skiller seg fra hverandre anatomisk, der hunnkrabber har klør i moderat størrelse, ryggskjold som buer oppover, en bred haleklaff med fire par haleføtter som er tett besatt med hår og to kjønnsåpninger (bak haleklaffen) hvor de primitive egglederne munner ut (figur 2-4a, c, e) (Woll 2005). Hannkrabbene har større klør, et mer konkavt formet ryggskjold og en smalere haleklaff med bare ett par haleføtter som er blitt omdannet til et parringsorgan (figur 2-4b, d, f).



Figur 2-4: Anatomiske forskjeller mellom hunnkrabbe og hannkrabbe. a-b) Hunnkrabben har et mer buet ryggskjold og mindre klør enn hannkrabben. c-d) Hunnkrabbe har en bredere haleklaff enn hannkrabben. e-f) Hunnkrabbe har 4 par haleføtter og 2 kjønnsåpninger, mens hannkrabben har bare ett par haleføtter som er omdannet til et parringsorgan (Woll 2005).

2.1.3 Fysiologi

Taskekrabben puster gjennom gjeller som er dekket av ryggskjoldet, der oksygenopptak og CO₂ utskillelse foregår ved diffusjon (van der Meeren m.fl. 2008). Oksygen fra vannet bindes til hemocyanin i blodet og blodet sin hovedoppgave er å transportere gass, næringsstoffer og metabolitter rundt i kroppen (Warner 1977). Oksygenbehov og temperatur er tett koblet sammen der økende temperaturer fører til en økende oksygenomsetning og et behov for mer oksygen (van der Meeren m.fl. 2008). De sekretoriske kjertlene (antennekjertlene) finnes i svelget og deres viktigste funksjon er å opprettholde ionebalansen i blodet ved å regulere spesielt Ca²⁺ og Mg²⁺ konsentrasjonene samt vanntrykket i kroppen (Warner 1977; van der Meeren m.fl. 2008). Denne prosessen fører til at taskekrabben kan tåle større variasjoner i salinitet og overleve utenfor de salinitetsgrensene som de foretrekker (van der Meeren m.fl. 2008).



Figur 2-5: Skjematisk skisse over indre organer hos taskekrabben (van der Meeren m.fl. 2008)

Taskekrabben er et vekselvarmt dyr som har mulighet til å gå lenge uten mat (Woll og van der Meeren 1997; Woll 2005). De er aktive om natten og kan opptre som både rovdyr og åtselere (Woll og van der Meeren 1997). Den er altetende og forsyner seg av det meste som er tilgjengelig der den oppholder seg, som muslinger, krepsdyr, rur, snegler, pigghuder og børstemark (Woll og van der Meeren 1997; Klaoudatos m.fl. 2013; Søvik 2015).

Taskekrabben bruker klør og gangbein til å holde fast og eventuelt grovfordele maten, men oppdelingen av maten kan også foretas av munndelene (van der Meeren m.fl. 2008). Ved oppdelingen renses ufordøyelige partikler vekk og krabben smaker på maten før den går videre til svelget eller forkastes. Maten går gjennom svelget og videre til fortarmen (paven - magesekken) der maten blir videre malt opp. Etter paven kommer en mellomtarm som ender ut i endetarmen. I forkant av mellomtarmen ligger fordøyelseskjertelen (levermasse – hepatopankreas). Hepatopankreas sin funksjon er å fremme enzymproduksjonen (protease, amylase, lipase) og opptre som hovedområdet for avgiftning, absorpsjon og lagring av glykogen, fett og kalsium (Warner 1977; van der Meeren m.fl. 2008). Figur 2-5 viser en skjematisk skisse over taskekrabben sine indre organer.

Krabben har en velutviklet luktesans og kan lukte åte på mer enn 30 meter avstand og registrere luktstimuli som er så svake at de tilsvarer en avstand opptil 30 mil (van der Meeren m.fl. 2008). Ved hjelp av lukt har krepsdyr mulighet til å danne seg et kart over omgivelsene og retningsorientere seg ved å lukte på utvalgte seksjoner av vannet rundt seg. Det er de korte antennene ved øynene som fungerer som krepsdyrets nese. Antennene er svært følsomme og brukes til å orientere seg mot skjul, finne mat og til å forholde seg til andre dyr. Følsomme

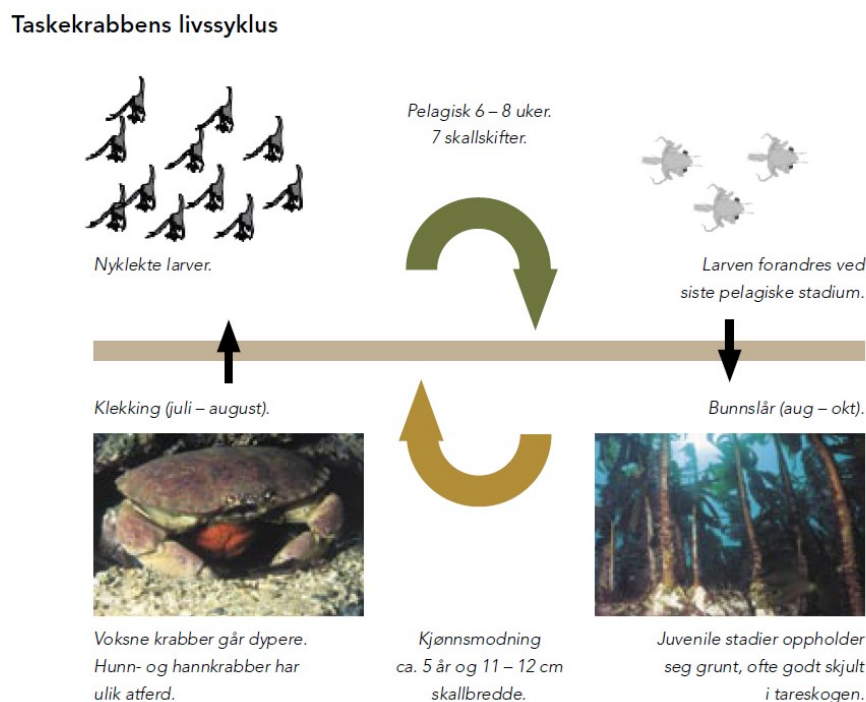
smakshår finnes på kroppen, munnleder og føtter, og benyttes for å smake seg fram til og identifisere bytter på bunnen.

2.1.4 Livssyklus

Taskekrabben sin livssyklus kan deles inn i to stadier, et kortvarig pelagisk stadium og et lengre dominerende bunn-stadium (figur 2-6) (Warner 1977; Woll 2005). I det pelagiske stadiet lever taskekrabben som nyklekte larver som oppholder seg i de frie vannmasser og sprer seg med strømmen. Larvestadiet varer i seks til åtte uker avhengig av temperatur og tilgang på mat, der lave temperaturer fører til en mer langsom utvikling mens høye temperaturer fører til en raskere utvikling (Warner 1977; Woll 2005). Ved temperaturer lavere enn 7-8°C vil ikke larvene kunne utvikle seg videre (Lindley 1998), og ved liten tilgang på mat vil larvelivet bli forlenget ved at krabbelarven vil slutte å vokse (Warner 1977). Weiss m.fl. (2009) fant at vellykket larveutvikling var bare mulig innenfor et snevert temperaturområde på 14 ± 3 °C. I løpet av denne tiden gjennomgår vanligvis krabbelarvene syv skallskifter, der det siste skallskiftet forandrer formen til larven, slik at den kan søke mot bunnen. Der skifter den skall til det første bunnlevende stadiet (Woll 2005). Det første bunnstadiet ligner på en miniatyrkrabbe med en ryggskjoldbredde på 2-3 mm. Den har svarte klospisser og skallet varierer fra helt hvitt til brunt.

Langs norskekysten i Sør-Norge vil bunnslåingen hovedsakelig skje på høsten mellom august og oktober (Woll 2005). Etter bunnslåingen vil de små krabbene skifte skall fem til ni ganger avhengig av tidspunkt for bunnslåing, næringstilgang og temperatur, og kan bli opptil 3 cm i skallbredde til neste høst (Woll og van der Meeren 1997; Woll 2005). Etter det første året vil taskekrabben skifte skall mindre hurtig. I det andre og tredje leveåret skifter trolig taskekrabben skall to ganger i året, mens i det fjerde og femte leveåret skifter taskekrabben bare skall én gang i året (Woll og van der Meeren 1997). En krabbe på ca. 2 år vil ha en skallbredde på omtrent 5 cm, mens en krabbe på ca. 3 år vil ha en skallbredde på 8 cm (Woll 2005). Krabber på denne størrelsen er ikke kjønnsmodne og kalles for juvenile krabber. Taskekrabbe som er ca. 4 år vil ha en skallbredde på omtrent 11 cm og en taskekrabbe som er ca. 5 år vil ha en skallbredde på ca. 12,5 cm. Krabber fra Nord-Norge er lite undersøkt og det foreligger lite kunnskaper om forholdet mellom krabbenes alder og størrelse. Taskekrabben regnes imidlertid som voksen og kjønnsmoden ved en skallstørrelse på 11-12 cm som tilsvarer en alder på 4-5 år i Sør-Norge (Woll og van der Meeren 1997; Woll 2005). Haig

m.fl. (2015) fant at 38 % av taskekrabbene med en skallbredde på mindre enn 10 cm i Wales farvann hadde visuelt modne gonader, der hannkrabbene modnet ved en mindre størrelse enn hunnene. Videre fant Haig m.fl. (2016) at taskekrabben i Nord-Europa var moden ved en mindre skallbredde enn det som tidligere har blitt rapportert, der hunnkrabbene ble funnet til å være modne ved en skallbredde på 9,7 til 11,7 cm, og hannkrabbene ved 5,9 til 10,6. Når en krabbe er kjønnsmoden vil skallskiftefrekvensen og veksten ved hvert skallskifte avta hos begge kjønn, og noe mer hos hunnene (Woll og van der Meeren 1997).



Figur 2-6: Taskekrabbens livssyklus (Woll 2005).

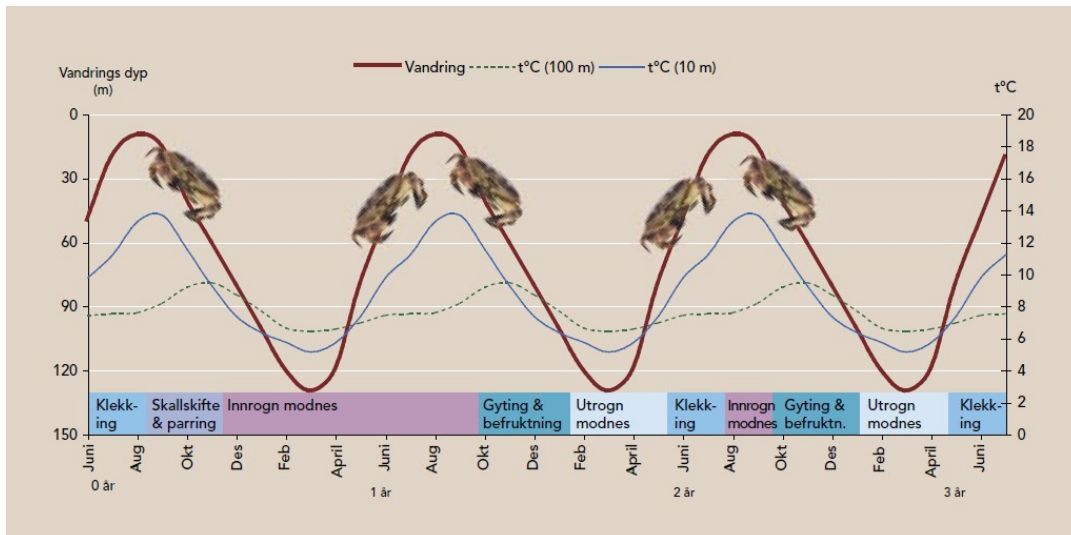
Skallskifte

Tidspunktet for skallskifte hos kjønnsmodne taskekrabber varierer geografisk og i Norge foregår skallskiftet hovedsakelig i perioden september til november, der hunnene begynner ca. én måned før hannene (Woll og van der Meeren 1997; Woll 2005). Rett etter at krabbene har felt det gamle skallet, har kroppen mulighet til å utvide seg før det nye skallet blir for hardt (van der Meeren m.fl. 2008). Veksten av krabben skyldes aktiv svelging av vann som øker det indre trykket og som fører til at hele krabben sveller opp (Woll og van der Meeren 1997; van der Meeren m.fl. 2008). Få timer etter skallskifte har skallet en papiraktig konsistens, og etter

seks til syv dager har krabben fått et såpass hardt skall at den kan begynne å jakte på føde igjen (Woll 2005). På dette tidspunktet kalles krabben for en blautkrabbe/vasskrabbe. Det tar opp mot to til tre måneder før skallet er ferdig med hardningsprosessen. I løpet av denne perioden bygges også muskler og innmat opp igjen til å fylle det nye og større skallet. Ved skallskifte har krabben mulighet til å økte sin vekt opptil 100%, og skallbredden opptil 25% (Bennett 1974).

Befruktning og gyting

Langs Norskekysten foregår parring hovedsakelig på høsten i perioden september til november i sammenheng med hunnens skallskifte (Woll og van der Meeren 1997; Woll 2005). Parring foregår etter at hannen har hjulpet hunnen ut av det gamle skallet (Woll 2005). Hannen legger den myke hunnen på rygg og pumper sperm inn i hennes eggledere ved hjelp av sine omdannende haleføtter. Etter parringen forsegles hunnens eggledere med en plugg og spermen oppbevares trygt i spermlommene (en utposing i enden av egglederne) (Woll og van der Meeren 1997; Woll 2005). Hunnen kan oppbevare levende sperm til én og muligens to påfølgende gytinger uten et nytt skallskifte (Woll 2005). Tiden fra parring til høsten neste år brukes for å modne rogn i hunnen (innrogn). I tillegg bruker hunnen dette året på å spise seg opp på næringsrik mat og forbereder seg på å ligge halvt nedgravd uten å spise mens eggene skal utvikle seg (Søvik 2015). Etter dette året befuktes hunnens egg med spermen som hunnen har oppbevart i ett års tid (Woll 2005). Denne befruktningen kalles for gyting, der modne egg overføres fra gonadene til undersiden av halen, og i denne prosessen presses sperm ut sammen med eggene og eggene befruktes (van der Meeren m.fl. 2008). I løpet av et døgn er alle eggene kommet på utsiden og festet til hunnens haleføtter (utrogn), der de blir hengende fram til klekking (Woll 2005; van der Meeren m.fl. 2008). Gytingen skjer hovedsakelig langs norskekysten i perioden oktober-november, men gytingen er avhengig av temperatur og ved temperaturer lavere enn 7-8°C vil ikke hunnkrabbene gyte (Lindley 1998; Woll 2005). Perioden fra gyting til klekking er vanligvis på syv til åtte måneder slik at klekkingen vil foregå hovedsakelig i juli-august (Woll 2005). Klekkespunktet påvirkes også av temperatur, og generelt vil områder med lavere temperaturer ha en senere klekking, slik at klekkingen vil foregå noe tidligere i Sør-Norge og enn i Nord-Norge (Woll og van der Meeren 1997; Woll 2005). Figur 2-7 viser hunnkrabbenes 3-årige gytesyklus og vandringsmønster.



Figur 2-7: Hunnkrabbens 3-åriges gytesyklus og vandringsmønster (Woll 2005).

Vandringsmønster

Taskekrabben lever i sjøen både på grunt vann og ned til flere 100 meters dyp, hvor de mellom høst og vår oppholder seg hovedsakelig på dypere vann (Woll og van der Meeren 1997; Woll 2005). Små og mellomstore krabber (juvenile) oppholder seg ofte på grunnere områder, begravd i sanden ved store steiner, mens større krabber finnes hovedsakelig på dypere vann utenfor strandsonen der den gjennomsnittlig størrelsen ofte øker med dybden (Woll 2005; Klaoudatos m.fl. 2013). Juvenile krabber vandrer lite og finnes sjelden dypere enn 12-15 meter, mens for kjønnsmodne krabber er det påvist ulike vandringsmønster i forhold til sesong-, gyte- og døgnvandring (Woll 2005). Store hunnkrabber foretar ofte vandring over flere mil, sannsynligvis i forbindelse med gytesyklusen, mens hannkrabber er mer stasjonære og trekker ikke alltid like dypt ned i vinterhalvåret (Bennet og Brown 1983; Woll 2005). Hunnkrabber vil i forbindelse med gytevandringen bevege seg mot sand- og grusbunn hvor hunnkrabber med utrogn for det meste sitter nedgravd i sanden i vinterhalvåret og tar til seg lite føde (Woll og van der Meeren 1997; Woll 2005). Sesongvandring er trolig temperaturstyrt, da krabbene sin aktivitet og fødeopptak avtar ved lavere temperaturer og er tilnærmet null ved temperaturer under 4-5°C (Woll og van der Meeren 1997; Woll 2005). Barrento m.fl. (2009c) fant at taskekrabben hadde best matfylde om høsten, der matfylde økte utover våren og minket utover vinteren.

Taskekrabben lever i et relativt smalt temperaturområde som generelt er under 15°C, og vanligvis nærmere 5-8°C (Cuculescu m.fl. 1998). I sommerhalvåret er hunnkrabbene på

grunnere farvann, mens de i vinterhalvåret går ned på dypere og varmere vann, der det er blitt observert taskekrabbe ned til 400 meters dyp (Woll 2005; Søvik 2015). Temperaturer langs norskekysten i Nord-Norge ligger gjennomsnittlig på 5-7°C på vinterhalvåret og 10-6°C på sommerhalvåret fra overflaten ned til 200 meterdyp (Havforskningsinstituttet 2017). I Sør-Norge ligger temperaturene fra 6-8°C på vinterhalvåret og 14-7°C på sommerhalvåret fra overflaten ned til 300 meters dyp. På vinterhalvåret er temperaturene hovedsakelig høyere nede på dypet sammenlignet med overflaten, mens på sommerhalvåret er den høyere ved overflaten. Salinitet er også antatt å ha en påvirkning på sesongvandring da krabber ikke er funnet i vann med en saltholdighet lavere enn 22‰ (Woll og van der Meeren 1997). Smyth m.fl. (2014) fant at taskekrabben unngikk også områder med høyt saltinnhold (> 40‰) og at den foretrakk områder med saltinnhold på 35 ‰. På verdensbasis har sjøvann en saltholdighet på 35‰ (Sælen 2014). I dypet er den geografiske variasjonen liten, mens i overflaten kan det være store geografiske forskjeller. Saltinnholdet i overflaten er avhengig av forholdet mellom fordampning og tilførselen av ferskvann ved nedbør, i tillegg til avrenning fra land og breer. Saltinnholdet langs norskekysten varierer hovedsakelig fra 33-35‰ ned til 300 meters dyp, der saltinnholdet ved overflaten kan være lavere (Havforskningsinstituttet 2017).

2.1.5 Aldersbestemmelse

En krabbe vokser som beskrevet ved å skifte skall (Warner 1977; Søvik 2015). Alderen til krabbe har dermed en sammenheng med skallbredde, påvekster (epizoa) og hyppigheten av skallskifte til krabben (Woll 2005). Hvis en krabbe utsettes for stress eller angrep så kan dette føre til at krabben frigjør gangbein eller klør, som fører til at krabben må sette inn ekstra ressurser på å vokse ut igjen dette lemmet som igjen vil påvirke veksten til krabben negativt (Woll 2005). Kjønnsmodne hunner skifter sjeldnere skall enn kjønnsmodne hanner. I tillegg har hunnene mindre vekst ved hvert skallskifte i forhold til hannene (Bennett 1974; Warner 1977). Bennett (1974) fant dermed at fullvoksne hannkrabber ofte var større enn fullvoksne hunnkrabber på sørvestkysten av England, mens Hancock og Edwards (1967) fant at hannene skiftet skall sjeldnere enn hunnene på østkysten av England, noe som førte til at hunnene ble større enn hannene. Klørne hos hannkrabbene vil ofte vokse mer enn kroppen, slik at hannene ofte vil ha større klør enn hunnene og dermed være tyngre enn hunner ved lik skallbredde (Woll 2005). Ved økende alder på krabben vil dermed skallskiftefrekvensen synke, samtidig som veksten ved hvert skallskifte vil bli mindre (Warner 1977). Taskekrabben vil dermed

ikke ha en lineær vekst og det kan være vanskelig å bestemme alderen til en krabbe ut i fra størrelsen. Den største skallbredden registrert i Norge er 26,5 cm for hanner og 22,5 cm for hunner (Woll 2005). Ut ifra dette er den maksimale alderen til taskekrabben antatt å være 20 år.

Merking og gjenfangst

Hos de fleste akvatiske dyr blir vanligvis alder bestemt ut i fra vekstbånd som er preservert i de kalsifiserte områdene som bein, ryggvirvler, otolitter hos fisk (Campana 2001) og skall av muslinger (Kilada m.fl. 2009). Hos skallskiftende krepsdyr har det vært antatt at alle individer mister disse kalsifiserte strukturene under skallskiftet (Vogt 2012), og dermed har aldersbestemmelser i tinfotkreps ofte bestått av mindre direkte metoder, der den mest brukte er merking og gjenfangst (Woll 2005). Merking og gjenfangst innebærer å merke krabbene med en brikke, som plasseres under skallet for å hindre at den går tapt ved skallskifte (Vogt 2012). Deretter frigjøres krabbene i havet hvor de på et senere tidspunkt vil bli gjenfanget. Gjenfangede krabber vil kunne gi informasjon om vekst, skallskifte hyppigheten og tiden mellom hvert skallskifte. Merking og gjenfangst er imidlertid en usikker og tidkrevende metoder der du er avhengig av å fange de samme krabbene på nytt.

Neurolipofuscin til aldersbestemmelse av krepsdyr

En alternativ metode som i nyere tid har vært undersøkt for å aldersbestemme krepsdyr har vært å måle dannelsen av neurolipofuscin (Sheehy 2002). Lipofuscin er ett uløselig, brungult pigment som finnes i cellene (Vogt 2012). Lipofuscin dannes fra lysosomal nedbrytning av cytosoliske proteasome proteinkomplekser og skadde celleorganeller. Lipofuscin har blitt funnet i et vidt spekter av arter som pattedyr, fisk, insekt, krepsdyr, muslinger og rundormer (Vogt 2012). Lipofuscinmetoden er basert på den kontinuerlige, livslange deponeringen av lipofuscin i celler. Neuroner og neuroglia i noen hjerneområder vedvarer hele livet og vil akkumulere lipofuscin med økende alder og er dermed ypperlige kandidater til lipofuscinbasert aldersbestemmelse. Dannelsen av neurolipofuscin er veldig sensitiv for temperaturforandringer, der det er vist at ved høye temperaturer er det en økende akkumulering av neurolipofuscin (Sheehy 2002). Mengde neurolipofuscin anses dermed å ha en bedre sammenheng med den fysiologiske alderen til krepsdyr, og ikke den egentlige

alderen (Sheehy 2002; Vogt 2012). Levetiden til taskekrabben vil dermed variere med sjøtemperaturene, slik at krabber som lever i kaldere omgivelser vil ha en lengre levetid enn krabber fra varmere miljø (Sheehy og Prior 2005).

Vekstbånd i kalsifiserte strukturer hos krepsdyr

En mer direkte metode for å aldersbestemme krepsdyr er under utvikling og er basert på å telle vekstbånd som er avsatt i de kalsifiserte strukturene i øyestilk og magesekk (paven) (Kilada m.fl. 2012). Disse kalsifiserte områdene har tidligere vært antatt mistet under skallskiftet, men det har i nyere tid blitt vist at disse spesifikke kalsifiserte delene i øyestilken og magesekken i noen arter av tifotkreps beholdes ved skallskiftet (Kilada m.fl. 2012; Sheridan m.fl. 2015). Kilada m.fl. (2012) fastslo alder i fire ulike arter tifotkreps (Amerikansk hummer, snøkrabbe, ishavstreke og dypvannsreke) ved å telle vekstbånd, og fant en sammenheng mellom alder og vekstbånd. Videre viste de, via kjemisk merking av en ung hummer med kjent alder, at vekstbåndene ikke hadde sammenheng med skallskifte og at de kalsifiserte delene (ossikler) i øyestilken og magesekken holdes tilbake ved skallskifte. Sheridan m.fl. (2015) bygget videre på resultatene til Kilada m.fl. (2012) ved å undersøke om det var mulig å benytte vekstbånd for å aldersbestemme sjøkreps og taskekrabbe. De fant dannelse av tydelige vekstbånd i ossiklene i magesekken og øyestilken som kunne benyttes til å aldersbestemme de ulike individene. I denne oppgaven var det meningen av denne metoden skulle benyttes til å aldersbestemme krabbene, men grunnet uforutsette komplikasjoner med utførelse av metoden og tolkning av resultatene var dette ikke mulig å gjennomføre på dette tidspunktet. En nyere studie av Sheridan m.fl. (2016) tyder imidlertid på at vekstbåndene, som har blitt observert i ossiklene i magesekken, ikke har en sammenheng med alder som tidligere antatt. Vekstbåndene ser imidlertid ut til å være et resultat av krepsdyrenes naturlige forkalkningsprosess, og studien indikerer at denne metoden ikke kan benyttes til å direkte aldersbestemme krepsdyr.

2.1.6 Sykdommer

Den såkalte «svartflekk»-syken er den sykdommen som folk flest legger merke til hos krabber (Woll 2005). Taskekrabben har et godt forsvar mot fremmedorganismer, der skallet til krabben opptrer som et panser mot fremmedorganismer, og i tillegg inneholder skallet og

blodet til krabben enzymer som angriper sopp og bakterier som har klart å bryte seg gjennom skallet (Woll og van der Meeren 1997). Når enzymene angriper sopp eller bakterier skjer det en enzymreaksjon som fører til dannelsen av det mørke fargestoffet melanin som opptrer som mørke flekker. Svartflekksyken skyldes vanligvis bakterier som finnes naturlig i sjøvann som angriper det kitinholdige krabbeskallet. Mindre angrep forsvinner ved skallskifte, mens større bakterieangrep fører til vevsskader på kjøttet, og hardt angrepne krabber bør ikke spises da de er svekket med dårlig matfylde og høyt bakterieinnhold.

En annen kjent krabbesykdom er «rosa krabbesykdom» som forårsakes av en encellet parasitt (fureflagellat) (Woll 2005). Tegn på denne sykdommen er at kjønnsåpningene til hunkrabbene er rosa, svulne og ugjennomsiktige istedenfor lyse og mer blåaktige, men det beste kjennetegnet er at blodet blir mer melkeaktig på grunn av alle parasittene.

2.2 KADMIUM

2.2.1 Fysiske og kjemiske egenskaper

Kadmium (Cd) er et mykt, sølvhvitt ikke-essensielt metall med atomnummer 48 og atomvekt 112,411 (Sigel m.fl. 2012; Wibetoe 2015). Kadmium ble oppdaget av den tyske kjemikeren Friedrich Strohmeyer i 1817 som forurensning i en prøve med sinkkarbonat, og ble oppkalt etter oldtidens navn på sinkkarbonat, *cadmia* (latin) og *kadmeie* (gresk) (Kofstad og Pedersen 2015; Wibetoe 2015). Kadmium tilhører gruppe 12 i det periodiske systemet, sammen med sink (Zn) og kvikksølv (Hg). Kadmium har flere likhetstrekk med sink enn med kvikksølv, der det mest vanlige kadmiumionet er Cd^{2+} . Cd^{2+} danner forbindelser med enkle anioner som klorider og ioniske salter, istedenfor å danne kovalente molekyler slik som kvikksølv (Baird og Cann 2012). I kjemiske forbindelser er kadmium hovedsakelig toverdig, men ved noen få forbindelser kan det være enverdig f.eks. $\text{Cd}_2(\text{AlCl}_4)_2$ (Sigel m.fl. 2012; Kofstad og Pedersen 2015). Kadmiumsaltene er basiske og stort sett fargeløse, og er løselig i vann og de fleste syrer (Kofstad og Pedersen 2015; Wibetoe 2015). Kadmium er et transisjonsmetall med en elektronkonfigurasjon med fylte s- og d-orbitaler $[\text{Kr}]4d^{10}5s^2$ (Sigel m.fl. 2012; Kofstad og Pedersen 2015). Transisjonsmetall har generelt høye smelte- og kokepunkt på grunn av sterke metallbindinger mellom atomene, men grunnstoffene i gruppe 12 skiller seg litt fra de andre transisjonsmetallene ved at de har lavere smelte- og kokepunkt (Clarck 2012). Dette skyldes

de fylte d-orbitaler som forhindrer sterke d-d bindinger mellom atomene. Kadmium smelter ved 321 °C og koker ved 765 °C, som er betraktelig mye lavere enn de andre transisjonsmetallene i gruppe 3 til 11, som for eksempel kobber som har et smeltepunkt på 1085 °C og kokepunkt på 2567 °C.

2.2.2 Forekomst av kadmium

Kadmium er et relativt sjeldent grunnstoff og forekommer naturlig i enkelte mineraler og bergarter (Miljødirektoratet 2012; Sigel m.fl. 2012). I jordskorpen finnes kadmium gjennomsnittlig fra 0,1 til 0,5 µg/g, og i naturen finnes kadmium hovedsakelig i lave konsentrasjoner (vanligvis < 0,5 %) (Wibetoe 2015; ICdA 2017). I naturen opptrer kadmium vanligvis ikke som rent metall, men hovedsakelig i komplekser med sink og sinkmineraler som sinkblende (ZnS) og sinkkarbonat (ZnCO₃), men kan også forekomme i fosfatmineraler (UNEP 2010; Wibetoe 2015). Det er få rene kadmiummineraler, men det mest kjente er kadmiumsulfid (CdS) som tidligere ble benyttet som et gult fargepigment (Wibetoe 2015). Hoveddelen av kadmium framstilles som et biprodukt ved utvinning og raffinering av sink-, kobber- og blymalmer. For hvert tonn sink som produseres utvinnes det ca. 2-3 kg kadmium (Wibetoe 2015).

Fra sediment i elver og vann er det blitt rapportert kadmiumkonsentrasjoner opptil 5 mg/kg, og fra sjøbunn 0,03-1 mg/kg (Norden 2003). Den gjennomsnittlige kadmiummengden i sjøvann i åpent hav er rundt 5-20 ng/l, mens langs den franske og norske kystene har det blitt rapportert konsentrasjoner mellom 80-250 ng/l (Norden 2003). I ferskvann vil kadmium hovedsakelig være tilstede som fritt, toverdige ion Cd²⁺, mens tilstedeværelsen av organiske komplekser og Cd(OH)₂ vil være avhengig av pH og konsentrasjonen av løst organisk materiale (Simpson 1981). Ved økende saltinnhold vil Cd²⁺ danne komplekser med kloridion, og i sjøvann antas kadmium å hovedsakelig eksistere i CdCl₂ og CdCl⁺ komplekser, eller bundet opp i partikler og organisk materiale i sedimentet (Simpson 1981; Miljødirektoratet 2016). Kadmium bundet til sediment vil være mindre tilgjengelig for opptak i marine organismer, slik at en forurenset sjøbunn ikke er ensbetydende med forurenset sjømat (Miljødirektoratet 2016). Miljøgifter i sediment kan spres videre til omgivelsene ved at de lekker ut i vannet eller ved at de blir tatt opp av organismer som lever i og beiter direkte på sedimentet. Miljøgiftene kan derfra føres videre oppover i næringskjeden ved at dyrene som

beiter i sedimentet er bytte for større dyr, og slik vil miljøgifter spre seg i lang tid etter at tilførselspunktet stoppes.

Kadmium i atmosfæren er hovedsakelig bundet til partikler, og kadmium slippes i hovedsak ut som elementært kadmium og kadmiumoksid (CdO) (EU 2001). EU (2001) meldte om kadmiumkonsentrasjoner i luft fra 0,1 til 0,4 ng/m³ i distriktene, 0,2 til 2,5 ng/m³ i byene og trafikkerte områder, og opp til 20 ng/m³ i industriområder. Luftnivåene av kadmium i Norge ligger gjennomsnittlig på 0,5 ng/m³, og det er satt et luftkvalitetskriterium på 2,5 ng/m³ som årsmiddel (FHI 2013).

2.2.3 Anvendelse av kadmium

Fra 1840-årene ble kadmium benyttet som fargepigment (Wibetoe 2015). Kadmiumsulfid (CdS) har en gul farge, men ved å blande CdS med svovel og selen er det mulig å få fargene oransje, rød og brun (Sigel m.fl. 2012; Wibetoe 2015). Kadmumpigmenter ble tidligere brukt i maling, keramikk, plast, gummi og lær, men har blitt erstattet med mer miljøvennlige forbindelser som ceriumsulfid (Wibetoe 2015). Fra 1950-årene fikk kadmium og dens forbindelser flere nye anvendelser som korrosjonsbeskyttende belegg, stabilisering av plast, loddemetall og halvledermateriale som brukes for lysdeteksjon og i solceller (Sigel m.fl. 2012; Wibetoe 2015). I nyere tid benyttes kadmium hovedsakelig i oppladbare nikkel-kadmium batterier som kan brukes i lommekalkulatorer, kameraer, bærbar PC og annet bærbart elektronisk utstyr, men siden kadmium er meget giftig og utgjør et miljøproblem er denne bruken allerede begynt å fases ut og nye, mer miljøvennlige forbindelser brukes, som litiumion og nikkel-metallhydrid (NiMH) batterier.

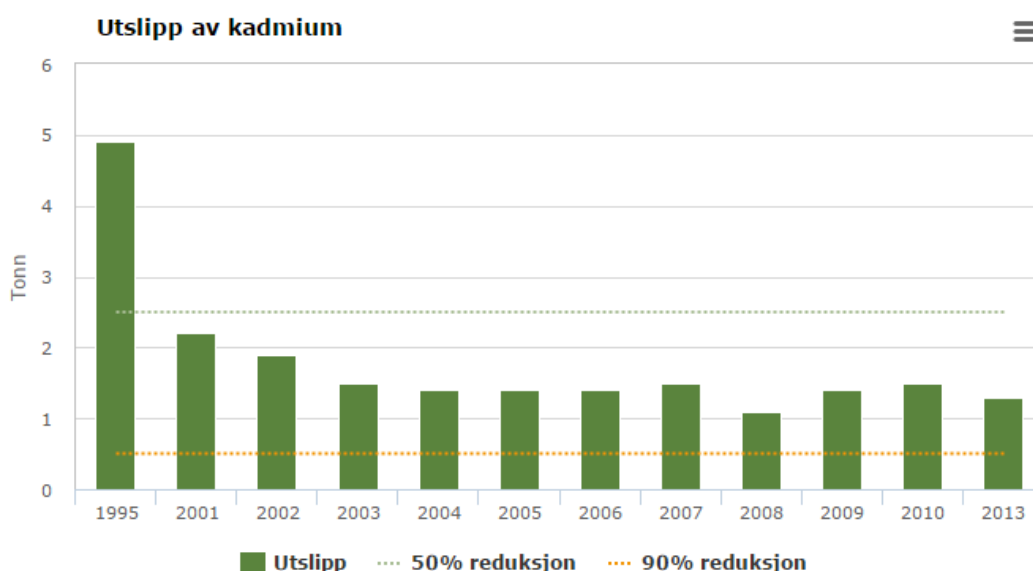
2.2.4 Kilder og utslipp av kadmium

Kadmium frigjøres til miljøet gjennom naturlige og antropogene (menneskeskapte) kilder til atmosfæren, vann og jord (Norden 2003; UNEP 2010). De viktigste naturlige kildene som fører til økt frigjøring av kadmium fra jordskorpen til miljøet er vulkaner og forvitring av bergarter, og erosjon og elvetransport (Norden 2003; WHO 2010). Hovedkilden til kadmium i atmosfæren stammer fra antropogene kilder som sinkproduksjon, forbrenning av fossilt brensel og kommunal avfallsforbrenning (WHO 2010; Wibetoe 2015). Andre kilder er

gruvedrift, produksjon av fosfatgjødning og elektrisk avfall (WHO 2010). Forhøyede konsentrasjoner av kadmium i miljøet skyldes både lokale og langtransporterte kilder (Wibetoe 2015).

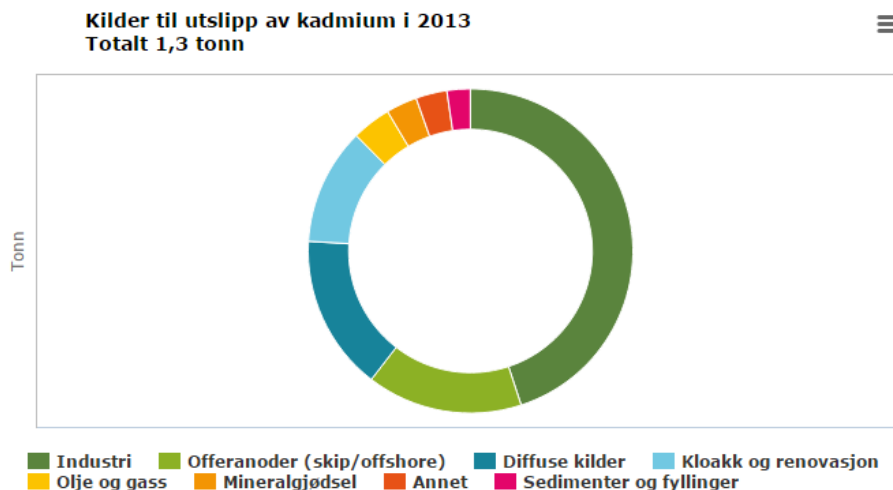
I Norge har både lokale utslipp og langtransportert forurensning fra andre land ført til forhøyede konsentrasjoner av kadmium i flere norske fjorder og vassdrag (Miljødirektoratet 2015; Wibetoe 2015). Ved undersøkelser av moser og innsjøsedimenter er det vist at langtransportert forurensning er blitt redusert siden 1970- og 80-årene, og at lokale utslipp har blitt betydelig lavere i forhold til for 20-30 år siden (Miljødirektoratet 2015).

Kadmiumutslippene har blitt redusert med rundt 75 % fra 1995 til 2013 (figur 2-8).

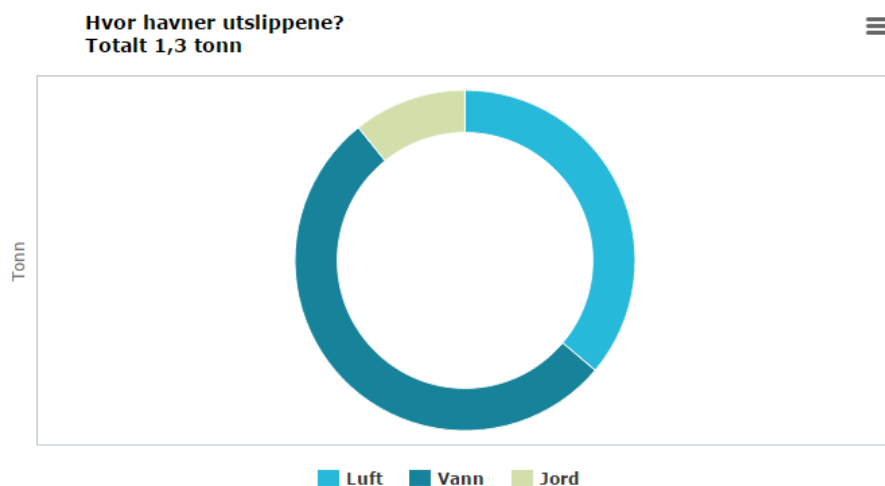


Figur 2-8: Kadmiumutslipp i Norge fra 1995 til 2013 (Miljødirektoratet 2015).

Reduksjonen i kadmiumutslipp skyldes i hovedsak at utslipp fra olje- og gassvirksomhet og industri har blitt betraktelig redusert (Miljødirektoratet 2015). I 2013 var det industrien, i hovedsak metall- og gruveindustrien, som var den største utslippskilden og stod for rundt 45 % av utslippene (figur 2-9). Utslippene av kadmium skjer hovedsakelig til luft og vann (figur 2-10). I tillegg har Miljødirektoratet (2015) anslått at det ligger 100 tonn kadmium som forurensning i grunnen og at det lekker ut rundt 0,4 tonn hvert år. Det er gjennomført en rekke tiltak både i Norge og internasjonalt for å redusere/stanse utslippene, der målet er å stanse utslippene innen 2020.



Figur 2-9: Ulike kilders bidrag til nasjonale utslipp av kadmium i Norge 2013 (Miljødirektoratet 2015).



Figur 2-10: Nasjonale utslipp av kadmium i Norge til luft, vann og jord (Miljødirektoratet 2015).

2.2.5 Human eksponering av kadmium og helseeffekter

Eksponering

Mennesker eksponeres for kadmium gjennom mat, vann og luft, der mat er den viktigste kadmiumkilden hos ikke-røykere (WHO 2010; VKM 2015; Wibetoe 2015). Kadmium finnes i jord og vann, og tas opp i avlinger og av vannlevende organismer, og akkumulerer oppover i næringskjeden (WHO 2010). Kadmium akkumuleres hovedsakelig i nyre og lever, og mengden kadmium vil øke kontinuerlig gjennom livet fram til 60-70 års alderen, hvor den

deretter flater ut (VKM 2015). De høyeste nivåene av kadmium er funnet i pattedyr med en kadmiumrik diett (innmat) og visse arter av skjell og krepsdyr (WHO 2010; VKM 2015). Lavere kadmiumnivåer er funnet i rotgrønnsaker og kornbasert mat, men siden disse matvarene utgjør en stor del av et normalt kosthold hos de fleste befolkninger, vil de utgjøre den største delen av det daglige kadmiuminntaket. Menneskekroppen absorberer 5-10% av totalt kadmiuminnhold i matvarer, der absorpsjonen er avhengig av matsammensetningen, alder og kjønn (VKM 2015). Absorberte kadmiumioner blir transportert rundt i kroppen i kompleks med metallothionein, og vil akkumuleres hovedsakelig i nyrer og lever (EFSA 2009; VKM 2015). Kadmium kan også tas opp i bein, spesielt i tilfeller under vekst og beinmetabolisme (VKM 2015). I mennesker har kadmium en meget lang biologisk halveringstid på 10-35 år (EFSA 2009; WHO 2010; VKM 2015).

Helseeffekter

Kadmium kan gi akutte og kroniske giftvirkninger hos mennesker og er klassifisert som kreftfremkallende (EFSA 2009; VKM 2015). Akutt kadmiumforgiftning fører til akutte mage-tarm plager som kvalme, spy og diare. Et høyt inntak av kadmium på kort sikt vil likevel ikke utgjøre et stort problem, siden tarmen på et tidspunkt vil bli mettet av kadmium og dermed slutte å absorbere, mens et høyt inntak av kadmium over lengre tid kan føre til kroniske skader på nyrer og bein (VKM 2015). Siden kadmium hovedsakelig akkumuleres i nyrene kan eksponering over lengre tid føre til nyreskader og nyresvikt (WHO 2010; VKM 2015). Alvorlige nyreskader forårsaket av kadmium er antatt å være irreversible og vil føre til en gradvis forverring av nyrefunksjonen, selv etter at eksponeringen opphører (VKM 2015). I bein kan kadmium føre til avkalking av skjelettet og beinskjørhet, enten gjennom direkte skader på skjelettet eller indirekte som følge av nyreskade (EFSA 2012). En annen og alvorlig kronisk effekt forårsaket av kadmiumeksponering er kreft, der The International Agency for Research on Cancer (IARC) har klassifisert kadmium som kreftfremkallende hos mennesker (gruppe 1) (IARC 1993; EFSA 2012). Kadmium er funnet til å være statistisk forbundet med økt risiko for lunge-, livmorhals-, blære-, og brystkreft.

Internasjonal regulering og risikovurdering av kadmiuminntak

EU (2006; 2008) har satt en øvre grenseverdi på kadmium i ulike matvarer som inkluderer korn, grønnsaker, frukt, kjøtt, fisk, sjømat, innmat og kosttilskudd (tabell 2-1).

Tabell 2-1: Øvre grenseverdi for ulike europeiske og norske matvarer (EU 2006; EU 2008).

Matvarer	Øvre grenseverdi (mg/kg v.v.)
Korn	0,10
- Kli, kim, hvete og ris	0,20
Grønnsaker og frukt	0,050
- Bladgrønnsaker, friske urter, sopp og sellerirot	0,20
- Stengelgrønnsaker, rotgrønnsaker og poteter	0,10
Kjøtt (storfe, sau, gris og fjærkre)	0,050
- Lever	0,50
- Nyrer	1,0
Muskelkjøtt hos fisk (med unntak av noen arter)	0,050
Krepsdyr (med unntak av brunmat i krabbe og hode- og brystkjøtt i hummer og lignende store krepsdyr)	0,50
Muslinger	1,0
Kosttilskudd	1,0

I 2009 ble det tolerable ukentlige inntaket (tolerable weekly intake, TWI) av kadmium foreslått av European Food Safety Authority (EFSA) til 2,5 µg/kg kroppsvekt (EFSA 2009). I 2010 ble det provisoriske tolerable månedlige inntaket (PTMI) av kadmium foreslått av The Joint Food and Agriculture Organization of the United Nations (FAO) og av World Health Organization (WHO) Expert Committee on Food Additives (JECFA) til 25 µg/kg kroppsvekt (FAO/WHO 2010). Dette tilsvarte et ukentlig inntak av kadmium på 5,8 µg/kg kroppsvekt (EFSA 2011). I 2011 ble EFSA bedt om å sammenligne de to helsebaserte veiledende verdiene for ukentlig inntak av kadmium, for å undersøke om TWI-verdien som ble etablert av EFSA i 2009 fortsatt ble ansett som hensiktsmessig (EFSA 2011). EFSA konkluderte med at den TWI som ble opprettet i 2009 på 2,5 µg/kg kroppsvekt burde opprettholdes for å sikre

et høyt nivå av beskyttelse for forbrukere, spesielt barn, vegetarianere og mennesker som bor i sterkt forurensede områder.

EFSA (2009) estimerte kadmiumeksponeringen fra mat i den generelle befolkningen i Europa til å være mellom 1,9 og 3,0 µg/kg kroppsvekt per uke. Dette indikerte at kadmiumeksponeringen i Europa fra mat var nær TWI. I 2012 estimerte EFSA kadmiumeksponeringen i ulike aldergrupper fra nyfødte til de aller eldste (EFSA 2012). De fant de høyeste kadmiumnivåene hos småbarn (4,85 µg/kg kroppsvekt per uke) og de laveste hos de eldre (1,56 µg/kg kroppsvekt per uke). EFSA (2012) anslo dermed at det gjennomsnittlige kadmiuminntaket fra mat i Europa var i nærheten av TWI, og oversteg TWI i enkelte befolkningsgrupper som barn 1-10 år. I en norsk risikovurdering konkluderte VKM (2015) med at kadmiumeksponeringen blant voksne er innenfor det som ble identifisert av EFSA, og mente at en langvarig kadmiumeksponering over TWI gjennom vanlig kost er usannsynlig hos voksne i Norge. Ved inntak av matvarer med høye kadmiumkonsentrasjoner, som innmat, skjell, fiskelever og brunmat fra krabbe i tillegg til vanlig kosthold, kan TWI bli overskredet.

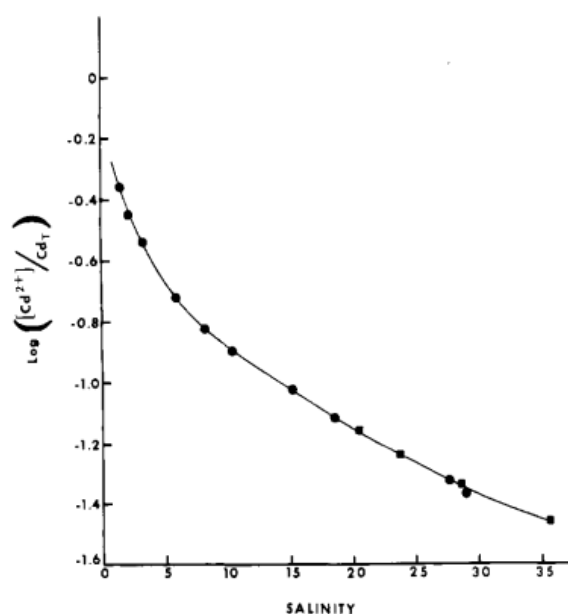
2.2.6 Kadmium i vann og marine organismer

Utslipp av kadmium har ført til forurensning av mange norske havne- og fjordområder (Miljødirektoratet 2016). De fleste kadmiumforbindelser er akutt giftige ved en viss konsentrasjon for vannlevende organismer, spesielt for organismer som lever i ferskvann (Miljødirektoratet 2015). I mindre konsentrasjoner kan kadmium forårsake kroniske giftvirkninger.

Opptak og akkumulering

Høye kadmiumnivåer er utbredt i marine organismer som plankton, bløtdyr (spesielt snegler, kamskjell, blåskjell og østers), krepsdyr (som krabbe, hummer og reker) og fisk (Engel og Fowler 1979; Frazier 1979; Simpson 1981; Julshamn m.fl. 2008; Noël m.fl. 2011; Julshamn m.fl. 2013). Kadmium er vist å akkumulere i marine organismer (Eisler m.fl. 1972), og de høyeste kadmiumkonsentrasjonene i marine organismer er funnet i fordøyelseskjertlene hos bløtdyr og krepsdyr (Frazier 1979; EFSA 2012).

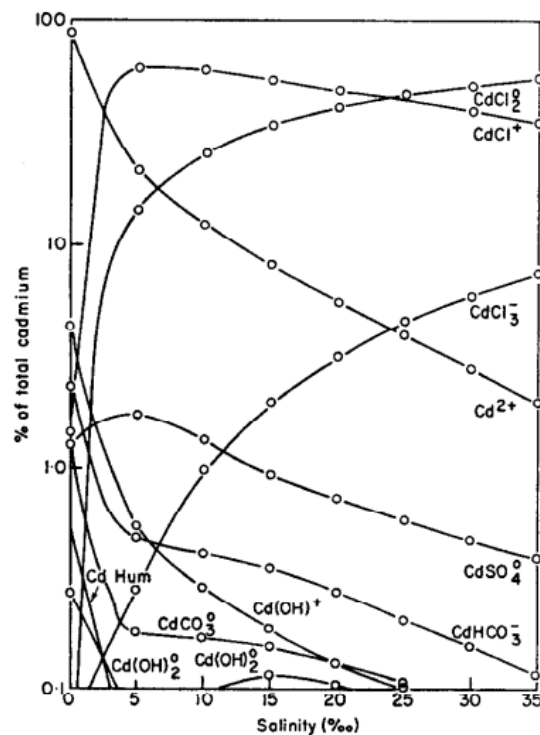
I det marine miljø kan kadmium være tilstede i fri ionisk form eller i komplekser med enten organiske eller uorganiske forbindelser (Ray 1986). I tillegg kan kadmium finnes som partikler eller bundet til sedimenter. Det vil alltid være en likevekt mellom de ulike formene for kadmium i vann, som vil bli påvirket av de lokale forholdene. Marine organismer kan akkumulere kadmium direkte fra vann eller indirekte fra mat (Ray 1986), og kadmiumnivåene i marine organismene er antatt å øker med alderen (Honda og Tatsukawa 1983; Norden 2003). I akvatiske systemer kan kadmium absorberes av organismer direkte fra vannet i sin frie ioniske form Cd^{2+} (Engel og Fowler 1979; Norden 2003). Biotilgjengeligheten til kadmium i vann er dermed avhengig av konsentrasjonen av det frie ionet Cd^{2+} i mediet (Engel og Fowler 1979). Dette tilsier at mengden fritt Cd^{2+} er avhengig av saltholdigheten, for som nevnt tidligere vil kadmium danne komplekser med kloridion ved økende saltinnhold, og i sjøvann antas kadmium å hovedsakelig eksistere i CdCl_2 og CdCl^+ komplekser (Simpson 1981). Sammenhengen mellom giftigheten til kadmium og saltinnhold ble undersøkt av Sunda, Engel og Thuotte (1978), og de fant en invers sammenheng der økende saltinnhold førte til mindre mengder fritt Cd^{2+} og en lavere giftighet på grunn av kadmium sin kompleksing med kloridioner (figur 2-11).



Figur 2-11: Logaritmen til relativ mengden av totalt kadmium som foreligger som fritt kadmium ion ved økende saltinnhold. $[\text{Cd}^{2+}]$ refererer til konsentrasjon av fritt kadmium og Cd_T til totalt oppløst kadmium. Figuren er hentet fra Sunda, Engel og Thuotte (1978).

Mantoura, Dickson og Riley (1978) viste også at kadmium i sjøvann hovedsakelig finnes som kloridkomplekser. I ferskvann fant de at humus (jord) kompleksere lite med kadmium, noe som medfører høye nivåer av fritt kadmiumion. Ved økende saltinnhold ville kompleksdannelsen med kloridioner øke og ved saltinnhold over 20‰ ville kadmium-klorid komplekser dominere (figur 2-12). Som nevnt tidligere er saltinnholdet langs norskekysten gjennomsnittlig på 33-35‰ (Havforskningsinstituttet 2017), slik at her vil kadmium hovedsakelig finnes i kompleks med kloridioner.

Marine organismer kan som nevnt også absorbere kadmium via maten. En studie av Davies m.fl. (1981) gikk ut på å undersøke opptaket av kadmium i taskekrabben fra Orknøyene. Her ble krabbene utsatt for kadmiumkontaminert mat og vann, og det ble konkludert med at taskekrabben hovedsakelig tar opp kadmium via maten.



Figur 2-12: Likevektstilstandene av kadmium i sammenheng med økende saltinnhold. Figuren er hentet fra Mantoura, Dickson og Riley (1978).

Kadmium i marine organismer

Skalldyr er blant annet kjent for å akkumulere kadmium og taskekrabben er vist å akkumulere kadmium spesielt i hepatopankreas og noe i klokjøtt (Overnell og Trehwella 1979). Det er funnet spesielt høye verdier av kadmium i taskekrabben rundt Storbritannia (Overnell og Trehwella 1979; Falconer m.fl. 1986; Barrento m.fl. 2009b; Noël m.fl. 2011), men også i andre krepsdyr er det funnet høye kadmiumverdier (Mouneyrac m.fl. 2001; Chen m.fl. 2005; Reed m.fl. 2010; Noël m.fl. 2011). Kadmiumnivåer i marine organismer antas å variere gjennom sesongen, siden forholdet mellom størrelsen og vekten på de forskjellige vevene i forhold til den totale kroppsvekten varierer gjennom året (Ray 1986). Julshamn (1981) observerte de høyeste kadmiumnivåene i østers *Ostrea edulis* i månedene august og september, og Barrento m.fl. (2009a) fant de høyeste kadmiumnivåene i taskekrabbe fra kysten rundt Skottland gjennom sommeren og vinteren for hunnkrabber, og sommer og høsten for hannkrabbene. Akkumuleringen av kadmium i marine organismer er også antatt å øke med økende temperatur på grunn av temperaturens effekt på den metabolske aktiviteten til organismen (Ray 1986).

De fleste marine organismer vil konsentrere kadmium i lever (eller fordøyelseskjertel), nyrer og gjeller (Simpson 1981). Denne konsentreringen av kadmium i lever (eller fordøyelseskjertel) og nyrer skyldes binding til metallotionein. Metallotionein er en gruppe lavmolekylære protein som binder 30-60% av kadmium i vevet (Simpson 1981). Kadmium danner komplekser med metallotionein, og kadmium som er bundet til metallotionein vil ikke ha en toksisk effekt på organismen (Overnell og Trehwella 1979; Poleo m.fl. 1997). Men når kadmiumkonsentrasjonen overskrider metallotioneinkonsentrasjonen, vil det føre til tilstedeværelse av frie, mobile kadmiumioner som kan ha en toksisk virkning på organismen (Maage og Julshamn 1987; Poleo m.fl. 1997).

3 MATERIAL OG METODE

3.1 PRØVEUTTAK

Taskekrabben (*Cancer pagurus*) ble fisket med agnete teiner av lokale fiskere ved Sotra i Hordaland og ved Senja i Troms (figur 3-1) til en sammenligningsstudie på kadmiuminnhold i taskekrabbe. På Sør-Senja ble det tatt syv krabber i august, 71 i november og to i desember 2015. Totalt tilsvarte dette 80 krabber med en skallbredde mellom 99 og 178 mm ($\pm 0,1$ mm). På Sør-Vest siden av Sotra ble det utført tre prøveuttak i perioden november-desember 2015 der det ble fisket totalt 94 krabber med en skallbredde mellom 90 og 180 mm ($\pm 0,1$ mm).

Skallbredden til krabbene var delt inn i fire klasser (90-110, 110-130, 130-150 og 150-170 mm) hvor målet var å få 20 krabber i hver størrelsesklasse fra både Sotra og Senja med en jevnest mulig fordeling mellom kjønnene. Dette ble oppfylt for alle klassene utenom klasse 90-110 der det bare ble fisket 11 krabber fra Senja. I tillegg ble det opprettet to ytterligere klasser til de krabbene som var mindre eller større (<90 og >170 mm).



Figur 3-1: Norgeskart med merket prøvelokasjon av Sotra i Hordaland og Senja i Troms.

3.2 DISSEKSJON OG OPPARBEIDING AV KRABBE

Krabbene ble fisket med teiner hvor fluktåpningene var stengt slik at de minste krabbene ikke skulle vandre ut fra teinene. Krabbene ble transportert levende med båt og/eller bil, og oppbevart inntil 1 døgn i kjølerom ved temperaturer under 4°C. Krabbene fra Sotra ble i noen

tilfeller oppbevart i 2-3 døgn i en samleteine i sjø utenfor NIFES. For krabbene fisket i denne oppgaven ble flere fysiske og biologiske parametre dokumentert og en fullstendig oversikt er vist i vedlegg III. Krabbene ble håndtert levende mens parametre som kjønn, skallbredde, bredde på haleklaff av hunnene og klo (chela)-lengde og -høyde hos hannene ble registrert med bruk av digitalt skyvelær over den bredeste delen. Hunnkrabbene ble i tillegg undersøkt for spermplugg og utvendig rogn. Antall mistet lemmer (klo og føtter), og totalvekten til krabben ble dokumentert. Deretter ble visuelle parameter som skallskiftestadium, tilstedeværelse av svartflekksyke og i hvilken grad, samt påvekster av fastsittende organismer på skallet (epizoa) vurdert. Disse parameterne ble gradert på en skala fra 1 til 3. For skallskiftestadiet tilsvarte nivå 1 vasskrabbe, nivå 2 litt mykt skall, og nivå 3 hardt skall. Denne graderingen ble brukt for å vurdere hvor i skallskiftestadiet krabben var. For svartflekksyken og epizoa ble gradering benyttet ut i fra hvor store mengder svarte flekker og påvekster krabben hadde. Nivå 1 tilsvarte lite svarte flekker og epizoa, nivå 2 tilsvarte middels, og nivå 3 tilsvarte mye.

Krabbene ble så avlivet ved å stikke inn i de to største nervesentrene med en syl. Først ble det stukket gjennom nervesystemet, som ligger under haleklaffen, og deretter gjennom et av øynene som anbefalt av Codex Alimentarius (FAO/WHO 1983) og Baker (1955). Etter at krabbene ble avlivet ble de åpnet opp, og magesekken og den intakte øyestilken ble hentet ut og benyttet til aldersbestemmelse. Som nevnt var det noen utfordringer med metoden, slik at det ikke var mulig å aldersbestemme krabbene i denne oppgaven på dette tidspunktet.

Deretter ble den visuelle matfylde hos krabbene vurdert i henhold til Woll m.fl. (2010) og gradert fra 1-4 der 1 var svært lav matfylde (vrak), 2 var middels matfylde, 3 god matfylde (ordinær spisekvalitet) og 4 var svært god matfylde (høyeste spisekvalitet). Hepatopankreas ble vurdert for tetthet og utsende, og gradert fra 1-4 der 1 var dårlig, 2 var middels god, 3 var god og 4 var svært god tetthet og utsende. Hepatopankreas ble deretter veid og homogenisert ved bruk av stavmikser (Phillips HR 1372). De homogeniserte prøvene ble overført til plastbeholdere og fryst ned til -20°C. Hepatopankreasprøvene ble deretter frysetørket (se kap. 3.3 Frysetørking) og den tørkede prøven ble homogenisert på nytt før elementbestemmelsen.

Hepatosomatisk indeks (HSI) og kadmiuminnhold i hepatopankreas ble beregnet for alle krabbene (unntatt de 2 krabber som ble fanget i desember fra Senja). HSI ble beregnet ut ifra krabbens totalvekt og hepatopankreas-vekten (formel 3-1):

$$HSI = \frac{\text{Hepatopankreas (g)}}{\text{Totalvekt (g)}} \times 100 \quad (3-1)$$

Kadmiuminnhold i hepatopankreas ble beregnet ut i fra kadmiumkonsentrasjonen i våtvekt og hepatopankreas-vekten (formel 3-2):

$$\text{Kadmiuminnhold (mg)} = Cd \left(\frac{\text{mg}}{\text{kg}} \text{ v. v.} \right) \times \frac{\text{Hepatopankreas (g)}}{1000 \frac{\text{g}}{\text{kg}}} \quad (3-2)$$

Gonaden hos krabbene ble vurdert etter modningsgrad, og rogn fra modne hunnkrabber ble veid. Gonaden hos hannkrabbene ble vurdert i henhold til et prosjekt utført av Haig m.fl. (2015) og gradert fra nivå 1-3: nivå 1 var umoden, med liten og gjennomsliktig eller ikke detekterbare testis; nivå 2 var testis under utvikling, med tykkere gonadevev og tydelig tilstedeværelse av testis; og nivå 3 var moden testis, med hoven og hvit sædleder og testis. Gonadene til hunnkrabbene ble også vurdert i henhold til Haig m.fl. (2015) og gradert fra nivå 1-4: nivå 1 var umoden, med hvite til gjennomsliktige, små, trådlignende formasjoner av lobedannelse; nivå 2 var under utvikling, med rosa-grå tydeligere gonader som spredde seg mer utover i skallet; nivå 3 var tidlig moden, med oransjefargede gonader som hadde større volum og utbredelse; og nivå 4 var moden, med knallrødfargede gonader som fylte mesteparten av skallet. For hunnkrabbene fantes det også et 5. nivå ifølge Haig m.fl. (2015) men dette nivået ble ikke funnet hos krabbene som ble vurdert i denne oppgaven.

Matfylde og gonadosomatisk indeks (GSI) ble beregnet for alle modne hunnkrabber. Matfylde ble beregnet fra skallbredden, hepatopankreas- og gonade-vekten etter en formel benyttet av Wold m.fl. (2010) (formel 3-2):

$$\text{Matfylde} \left(\frac{\text{g}}{\text{mm}^2} \right) = (\text{Hepatopankreas (g)} + \text{Gonade (g)}) \times \frac{100}{\text{Skallbredde (mm)}^2} \quad (3-3)$$

GSI ble beregnet ut i fra mengden innrogn (gonade) og krabbenes totalvekt (formel 3-3):

$$\text{GSI} = \frac{\text{Gonade (g)}}{\text{Totalvekt (g)}} \times 100 \quad (3-4)$$

Klør og ben ble knekt av, men bare klørne fra de 20 største (>150 mm) og de 20 minste (<130 mm) fra hver lokalitet ble tatt vare på. For disse krabbene ble vekt av hel klo notert og deretter ble klokjøtt fra 1. og 3. ledd tatt ut og veid. Klokjøttprøvene ble overført til plastbeholdere og fryst ned til -20°C, for deretter å bli frysetørket (se kap. 3.3 Frysetørring) og homogenisert før elementbestemmelsen.

For alle klokjøttprøvene ble det beregnet en klokjøttindeks fra klokjøttvekten og vekt av hel krabbe (formel 3-5):

$$\text{Klokjøttindeks} = \frac{\text{Klokjøtt (g)}}{\text{Totalvekt (g)}} \times 100 \quad (3-5)$$

3.3 FRYSETØRKING

Prøvene av hepatopankreas og klokjøtt ble frysetørket ved bruk av Labconco Freezone 18 liter (mod. 775030, ID nr. 2405 og ID nr. 2499) (2016a). Før frysetørrking ble våtvekten til de frosne prøvene bestemt. I frysetørkeren ble prøvene satt under et vakuum slik at vannet i prøvene gikk direkte fra is til damp. Platetemperaturen i frysetørkeren ble etter 24 timer endret fra -20°C til +25°C under et vakuum på 0,01 – 0,2 mbar. Etter ca. 72 timer i frysetørkeren var prøvene ferdig frysetørket, og vekten av den tørre prøven ble notert og tørrstoffprosenten ble beregnet ved bruk av formel 3-6:

$$tørrstoff \% = \frac{tørrvekt (g)}{våtvekt (g)} \times 100\% \quad (3-6)$$

3.4 OPPSLUTNING AV PRØVEMATERIALE

Før elementbestemmelsen ble frysetørket klokjøtt- og hepatopankreasprøver oppsluttet ved to ulike metoder: Klokjøttprøvene ble oppsluttet med UltraWave mikrobølgeovn, mens hepatopankreasprøvene ble oppsluttet med mikrobølgeovn på grunn av faren for overkoking av prøver med høyt fettinnhold.

3.4.1 Oppslutning med mikrobølgeovn

Til oppslutning av hepatopankreasprøvene ble det benyttet en etablert metode for oppslutning i mikrobølgeovn utarbeidet av NIFES (2014). Prinsippet for metoden går ut på at konsentrert syre bryter ned de organiske bindingene i molekylene og frigjør sporelementene som ioner i løsningen. Ved å tilføre varme, i form av mikrobølger, vil det fremskynde prosessen. Mikrobølgene øker temperaturen ved å øke den kinetiske energien som fører til at molekylene/ionene i løsningen vil dekomponeres.

Det ble veid inn 0,20 til 0,25 g prøvemateriale i 100 ml teflonbeholdere, såkalte bomber, som tilhørte Milestone Microwave digestion system MLS-1200 MEGA. Prøvematerialet ble deretter tilsatt 2 ml konsentrert salpetersyre (65 % HNO₃ Suprapur. Merck. Art.nr. 441) og 0,5 ml hydrogenperoksid (30 % H₂O₂ p.a. ISO. Merck. Art.nr. 7209). Prøvene ble plassert i

mikrobølgeovnen, og et tilpasset program ble brukt for å fremskynde frigjøringsprosessen (tabell 3-1).

Tabell 3-1: Program 2 for mikrobølgeovn oppslutning.

Trinn	Magnetron effekt (W)	Tid (min)
1	250	1
2	0	1
3	250	5
4	400	5
5	650	5

Etter ca. 20 minutter i mikrobølgeovnen ble bombene flyttet over i avtrekk for vannkjøling (10-20 minutter). Prøvene ble fortynnet med deionisert og filtrert vann (Milli-Q) til 25 ml, og deretter ble prøveløsningene overført til 50 ml sentrifugerør. Prøvematerialet var fullstendig oppsluttet til en klar prøveløsning med lav viskositet og var klar for analyse.

3.4.2 Oppslutning med UltraWave mikrobølgeovn

Til oppslutning av klokjøttprøvene ble det benyttet en etablert metode for oppslutning med Milestone UltraWave (UW) utarbeidet av NIFES (2015). Prinsippet for denne metoden er likt som for oppslutning med mikrobølgeovn.

Det ble først tilsatt 0,5 ml deionisert og filtrert vann i 10 ml teflonoppslutningsrør, deretter 0,20 til 0,25 g frysetørket prøvemateriale og tilslutt 2 ml konsentrert salpetersyre (65 % HNO_3). Hydrogenperoksid (30 % H_2O_2) ble ikke tilsatt direkte i oppslutningsrørene som i metoden med mikrobølgeovn, men 5 ml H_2O_2 ble tilsatt i oppslutningsenheten sammen med 130 ml deionisert og filtrert vann før oppslutning av prøvene. Prøvene ble oppsluttet med et program der trykket ble satt til 40 bar og temperaturen økte trinnvis opptil 260°C (tabell 3-2). Dette programmet varte i 62 minutter inkludert 25 minutter til avkjøling av prøvene.

Tabell 3-2: Program for opplutning i Ultra Wave.

Tidsintervall (min)	Temperaturrendringer
10	Øker til 80°C
2	Holder 80°C
5	Øker til 105°C
5	Holder 105°C
10	Øker til 260°C
5	Holder 80°C

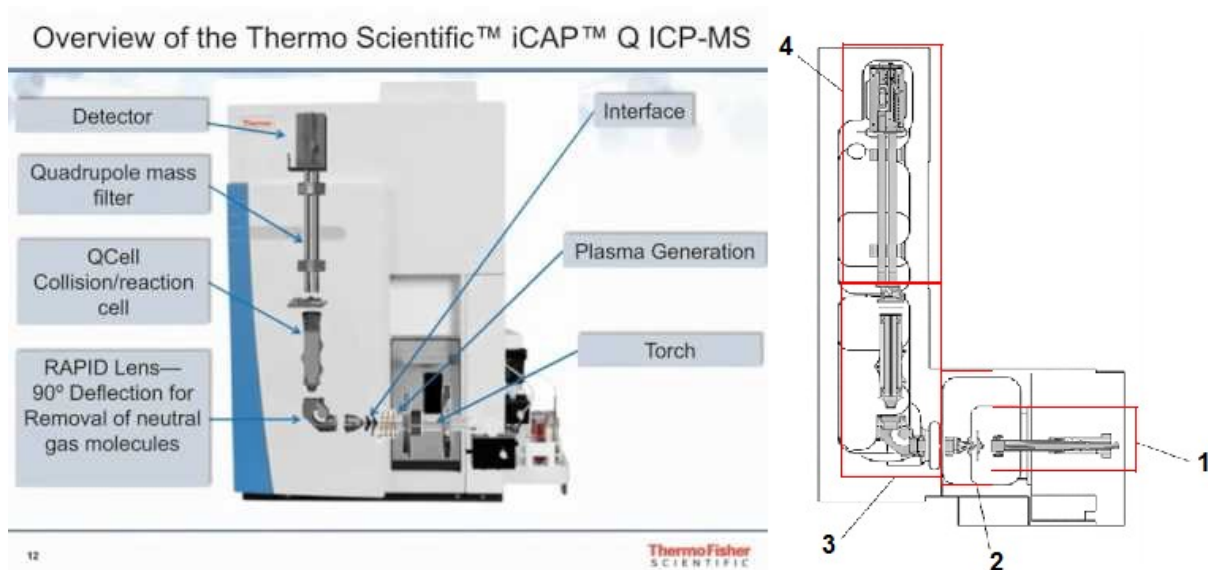
Etter opplutning ble prøvene fortynnet med deionisert og filtrert vann (Milli-Q) til 25 ml, og deretter ble prøveløsningene overført til 50 ml sentrifugerør og var klar for analyse.

3.5 ANALYSE AV PRØVEMATERIALE

3.5.1 ICP-MS teori

Induktivt koblet plasma massespektrometri (ICP-MS) er en analysemetode som kan benyttes for å identifisere og kvantifisere de fleste grunnstoffene i det periodiske systemet (Wibetoe 2009). ICP-MS ble kommersielt tilgjengelig på 1980-tallet og er en av de enkleste og mest nøyaktige analyseteknikkene for metallbestemmelse, og har et stort anvendelsesområde innen miljøovervåking, industri, rettskemi, medisin og naturvitenskapelig forskning (Holtebekk m.fl. 2009; Wibetoe 2009; Thomas 2013). ICP-MS kan benyttes for rask multielementanalyse av ca. 75 grunnstoffer og ca. 300 isotoper samtidig (Holtebekk m.fl. 2009; Wibetoe 2009), og den kan bestemme konsentrasjoner av analytt helt ned til nivå på pg/ml (ppt) (Wibetoe 2009).

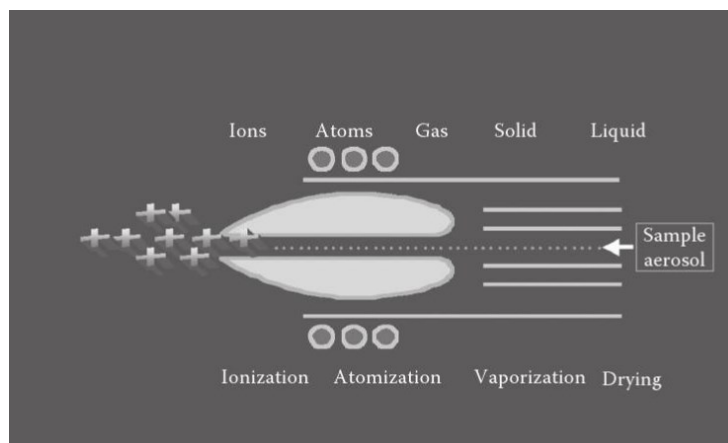
ICP-MS benyttes til å bestemme totalinnhold av grunnstoffer, isotoper og isotopforhold, og består av to hoveddeler; en ioniseringskilde (ICP) og en separasjons- og deteksjonskilde (MS) (Wibetoe 2009). Instrumentet som ble benyttet har var en iCapQ ICP-MS (Thermo Fisher Scientific) som har fire hoveddeler: 1. Introduksjon av prøve, 2. Grensesnittområdet, 3. Ionefokuseringssystemet, og 4. Masseseparasjonssystemet (separasjon og deteksjon av ioner) (figur 3-2) (Thermo Fisher Scientific 2016).



Figur 3-2: Utformingen til Thermo Scientific iCAP Q ICP-MS og en skjematisk inndeling av de 4 hoveddelene: 1. Introduksjon av prøve, 2. Grensesnittområdet, 3. Ionefokuseringssystemet, og 4. Masseseparasjonssystemet (Thermo Fisher Scientific 2016).

Introduksjon av prøve

For å analysere organisk materiale ved bruk av ICP-MS må prøvematerialet være i væskeform. Prøven pumpes inn i et forstøvingskammer sammen med argongass, der prøven omdannes til aerosol (væskepartikler i gass) (Thomas 2013; Thermo Fisher Scientific 2016). Prøven går videre til et spraykammer som filtrerer ut de største aerosolpartiklene (for å forbedre stabiliteten til signalet) og de små partiklene (som tilsvarer bare 1-2% av total prøve) ledes videre til atomiseringsenheten (plasma). Plasmaflammen dannes ved at argongass ledes gjennom en elektrisk spiral som er koblet til en radiofrekvensgenerator som tilfører den vekslende elektriske strøm. Dette gjør at argonatomene får en reversert orientering som fører til at atomene kolliderer med hverandre. Når atomene kolliderer med hverandre blir de ionisert og strippet for elektroner. Elektronene blir tatt opp og akselerert i det magnetiske feltet som fører til at de vil kolliderer videre med andre argonatomer, som igjen blir ioniserte og strippet for elektroner. Denne kollisjonsinduserte ioniseringen av argon fortsetter i en kjedereaksjon som bryter ned argongassen til atomer, elektroner og ioner. Friksjonen fører til dannelsen av en veldig varm plasma (~10.000 K) (Thomas 2013). Plasmaflammen brukes for å generere positivt ladede ioner (kationer) av prøven, ved at prøven først blir fordampet til faste partikler, så frigjort som frie atomer i gassfase, og deretter ionisert av argonioner eller elektroner til kationer (figur 3-3).



Figur 3-3: Generering av kationer i plasma (Thomas 2013).

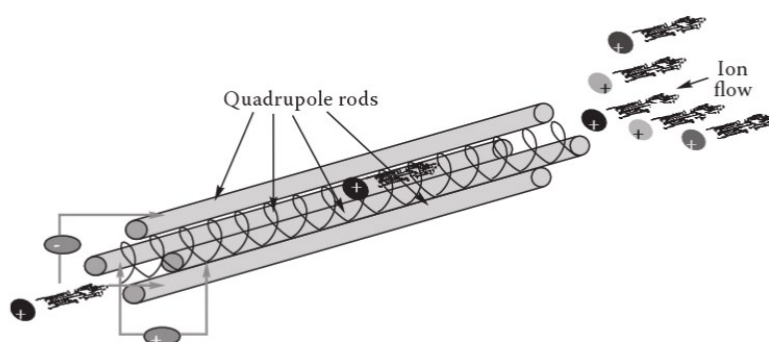
Ved den analytiske sonen i plasma (6000-7000 K) består prøven av ioner og atomer i grunntilstand som representerer elementsammensetningen i prøven. Det er genereringen, transportereringen og deteksjonen av et betydelig antall kationer som gir ICP-MS den karakteristiske, lave deteksjonsegenskapen (Thomas 2013).

Grensesnittområdet og ionefokuseringssystemet

Etter plasma blir analytten sendt videre til masseseparasjonssystemet via grensesnittområdet og ionefokuseringssystemet. Grensesnittområdet fokuserer og akselererer kationene som blir generert i plasma ved atmosfærisk trykk (760 torr) via ionefokuseringssystemet (10^{-3} torr) til massespektrometeret ved vakuum (10^{-6} torr) (Thomas 2013; Thermo Fisher Scientific 2016). Ionefokuseringssystemet luker ut matrikskomponenter og ikke-analyttbaserte stoffer (Thomas 2013). Den forhindrer at partikler, nøytrale atomer og fotoner når masseseparasjonssystemet og detektoren ved at analyttionene først bøyes 90° og deretter ledes videre til en kollisjonscelle. Ved å bøye analyttionene vil nøytrale ioner fra plasma bli luket ut og kollisjonscellen vil konvertere forstyrrende ioner til harmløse ikke-forstyrrende spesier (Thomas 2013; Thermo Fisher Scientific 2016).

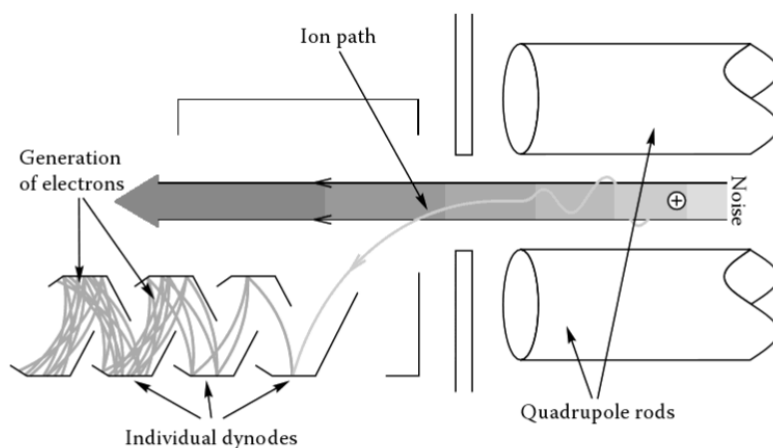
Masseseparasjonssystemet

Masseseparasjonssystemet holdes under et vakuum slik at ionene ikke vil kollidere med hverandre og skape friksjon (Thomas 2013). Ioner med en forhåndsbestemt masse til ladnings (m/z) forhold vil passere gjennom masseanalysatoren og nå frem til detektoren hvor antall treff av ioner vil bli konvertert til et elektrisk signal som tilsvarer analyttkonsentrasjonen i prøven. Masseanalysatoren sin oppgave er å separere ioner med hensyn på masse og bare slippe gjennom analyttioner som har et spesifikt m/z forhold til detektoren. Masseanalysatoren i iCapQ ICP-MS er en kvadropol som består av fire metallstenger, der to og to stenger er elektrisk forbundet og genererer et oscillerende elektromagnetisk felt (figur 3-4) (Thomas 2013; Thermo Fisher Scientific 2016). Det elektromagnetiske feltet vil sortere bort ioner med uønskede m/z forhold, mens de ionene med ønsket m/z forhold vil passere gjennom masseanalysatoren til detektoren (Thomas 2013).



Figur 3-4: Skjematisk tegning av en kvadropol-masseanalysator (Thomas 2013).

Detektoren i iCapQ ICP-MS er en elektronmultiplikator som forsterker en elektronstrøm ved hjelp av sekundæremisjon fra metaller (Andersen 2009; Thermo Fisher Scientific 2016). Når kationer passerer gjennom masseanalysatoren vil ionene gå en buet bane mot den første dynoden på grunn av dens negative potensial som tiltrekker kationene (figur 3-5) (Thomas 2013). Ved å plassere detektoren utenfor aksen vil det minimere bakgrunnsstøy fra spredt stråling og nøytrale spesier. Når kationer treffer dynoden vil sekundære elektroner bli frigjort, og de vil akselerere gjennom detektoren og treffe den neste dynodene som vil føre til generering av flere nye elektroner. Denne prosessen gjentas ved hver dynode, noe som genererer en puls av elektroner som blir fanget opp av en multiplikatorsamler eller anode. Disse elektronene blir målt som en elektrisk strøm som er proporsjonal med antall treff av ioner.



Figur 3-5: Skjematisk tegning av en diskret dynode elektronmultiplikator detektor (Thomas 2013)

3.5.2 ICP-MS eksperimentelt

Etter oppslutningen ble prøvematerialet omdannet til en klar prøveløsning som ble analysert i Thermo Scientific iCapQ ICP-MS med en kollisjonscelle og FAST SC-4Q DX autosampler, etter en etablert metode utarbeidet av NIFES (2016b) og beskrevet av Julshamn m.fl. (2007). Denne metoden ble benyttet for å undersøke konsentrasjonen til grunnstoffene arsen (As), selen (Se), kadmium (Cd), kvikksølv (Hg) og bly (Pb). Totalmengden av elementer tilstede i prøven ble bestemt ut i fra isotopene ^{75}As , ^{78}Se , ^{111}Cd , ^{202}Hg og ^{208}Pb .

Ved oppstart av instrumentet ble responsen til metoden kontrollert ved bruk av en tuningløsning som bestod av 1 µg/L barium, vismut, cerium, kobolt, indium, litium og uran. Ved godkjente responskrav for tuningløsningen ble sekvensen startet med kjøring av standardløsninger. Det ble laget en standardløsning fra en multielementstandard (Spectrascan 50 mg/l As, Se og 10 mg/l Cd, Pb) og en 10 mg/l Hg-løsning (Spectrascan 1005±6 mg/l i 5 % HNO₃) som ble fortynnet med 5 % HNO₃ (NIFES 2016b). Standardløsningen ble ytterligere fortynnet med 5 % HNO₃ til seks standardløsninger på 0,100 , 0,200 , 0,500 , 1,000 , 2,000 og 5,000 mg/l for elementene Cd, Hg og Pb, og et konsentrasjonsområde på 0,500 , 1,000 , 2,500 , 5,000 , 10,000 og 25,000 mg/l for As og Se. For å korrigere for eventuell drift i systemet ble internstandard (rhodium, germanium, indium og thulium) tilsatt standardløsningene sammen med gull (Spectrascan 999±5 mg/l i 2 % HNO₃) som stabiliserte kvikksølvionene. Kriterier for valg av internstandard var at den hadde lite eller ingen interferens og om mulig var i samme masseområde som analytten (NIFES 2016b).

Standardkurven for de ulike elementene var lineær i de aktuelle måleområdene og ble kontrollert for hvert element før kjøring av prøver. For at standardkurvene skulle kunne godkjennes måtte korrelasjonsfaktoren (r^2) være $>0,995$ for hvert element (NIFES 2016d). Ved godkjente standardkurver ble seks blindprøver kjørt, der blindprøvene med høyere eller lavere respons på en eller flere elementer ble valgt bort og den mest representative blindprøven ble valgt som prøveblank (NIFES 2016b). Blindprøvene ble opparbeidet på samme måte som prøvene og inneholdt de samme komponentene med unntak av prøvematerialet. Responsen til den valgte prøveblanken ble trukket fra responsen til prøvene for å korrigere for eventuell forurensning av prøvene og/eller interferens fra prøvematerialet, men forurensninger som stammer fra preanalytiske forhold vil ikke kunne oppdages med en prøveblank. I tillegg ble det analysert en standardblankløsning av 5 % HNO_3 for å sette nullpunktet til standardkurvene og som i tillegg ble benyttet til å vaske gjennom systemet med jevnlig intervall gjennom analyseserien. Deretter ble paralleller av kontrollmateriale østervev (OT, CRM 1566) fra National Institute of Standards and Technology (NIST) og hummerhepatopankreas (TORT3) fra National Research Council, Canada (NRC) kjørt og godkjent før analysering av prøvematerialet.

De ulike elementkonsentrasjonene ble beregnet ved bruk av en ekstern standardkurve og fra standardkurven ble elementkonsentrasjonene beregnet til $\mu\text{g/L}$ og deretter omregnet til mg/kg i innveid prøve (tørrvekt) ved bruk av en omregningsfaktor (formel 3-2 og 3-3) og i datasystemet LIMS (Laboratory Information Management System) ble resultatene videre omregnet til mg/kg mottatt prøve (våtvekt) fra tørrstoffprosenten (formel 3-4).

Omregningsfaktoren er gitt i L/g og ble beregnet ved bruk av formel 3-7:

$$\text{Omregningsfaktor} = \frac{V \times F}{m_{\text{tørr}} \times 1000} \quad (3-7)$$

V = volum av prøveløsningen (ml) (her 25 ml), F = fortytning utover vanlig fortytning (ved vanlig fortytning til 25 ml er $F = 1$), m = innveid mengde tørstoff i gram, og 1000 fordi standardene er oppgitt i $\mu\text{g/L}$.

Elementkonsentrasjonen i tørr prøve ($C_{\text{tørr}}$) er gitt i $\mu\text{g/g}$ (mg/kg) og ble beregnet ved bruk av formel 3-8:

$$C_{\text{tørr}} = (\text{Respons}_{\text{prøve}} - \text{Respons}_{\text{prøveblank}}) \times k \times \text{omregningsfaktor} \quad (3-8)$$

$\text{Respons}_{\text{prøve}}$ = elementrespons i prøven, $\text{Respons}_{\text{prøveblank}}$ = elementrespons i prøveblank, k = standardkurvevinkelkoeffisient gitt i $\mu\text{g/L}$, og omregningsfaktor gitt i L/g .

Elementkonsentrasjonen i våt prøve ($C_{v\grave{a}t}$) er gitt i $\mu\text{g/g}$ (mg/kg) og ble beregnet ved bruk av formel 3-9:

$$C_{v\grave{a}t} = C_{t\ddot{o}rr} \times \frac{\text{t\ddot{o}rrstoff (\%)}}{100\%} \quad (3-9)$$

$C_{t\ddot{o}rr}$ = elementkonsentrasjonen i tørr prøve gitt i $\mu\text{g/g}$ (mg/kg), og tørrstoffprosenten til hver prøve.

3.5.3 Kvalitetssikring av metode og analysesvar

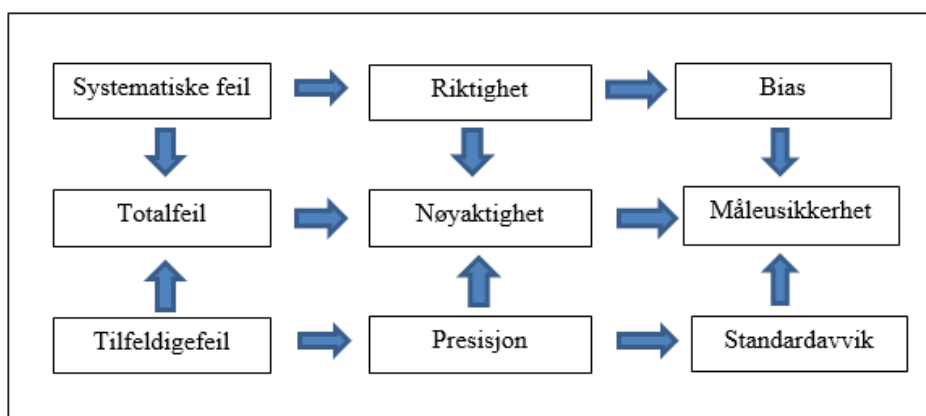
Målet med kvalitetssikring og kvalitetskontroll er å gjennomføre prøvetaking og analytiske metoder på en så lik måte som mulig for å begrense feil i analysedataene (NMKL 2011). Kvalitetssikring er et system av prosedyrer som skal sikre at alle målinger er presise og nøyaktige, at resultatene er sammenlignbare og sporbare, og at analysedata er representative for betingelsene i omgivelsene (EU 2001). Kontroll av metodens pålitelighet utføres ved føring av loggbokskjema, føring av kontrollkort på sertifisert referansemateriale (SRM), analysering av blindprøver og deltakelse i sammenlignende laboratorieprøving/ringtester (SLP) (NIFES 2016b).

Presisjon og riktighet

Riktighet defineres som graden av overensstemmelse mellom en gjennomsnittlig verdi som er fremskaffet fra en stor serie av måleresultater og prøvens sanne verdi (NKK 2002). Riktighet for metoden uttrykkes kvantitativt ved systematiske feil eller bias (systematiske feil angitt i % av måleverdien) (figur 3-6). Metodens riktighet vurderes ved å analysere SRM og ved deltakelse i SLP (NKK 2002; NIFES 2016b).

Presisjon defineres som overensstemmelsen mellom uavhengige måleresultater oppnådd med en måleprosedyre under angitte betingelser (NKK 2002). Metodens presisjon er et uttrykk for tilfeldige feil og uttrykkes som standardavvik og/eller som variasjonskoeffisient (figur 3-6). Viktige begrep er repeterbarhet og reproducerbarhet. Repeterbarhet gir et estimat for den minste måleusikkerheten som kan forventes fra metoden og er beregnet som relativt standardavvik i prosent (RSD) på 10 paralleller av samme materiale målt samme dag av samme analytiker (tabell 3-3) (NKK 2002; NIFES 2016b). Ved bestemmelse av repeterbarhet er det ønskelig med mest mulig like analysebetingelser, der en analyseserie går over et kort

tidsrom og utføres av samme operatør (NKK 2002). Reproduserbarhet er et mål på den analytiske måleusikkerheten og beregnes ut ifra resultatene fra kontrollkortene (NKK 2002; NIFES 2016b). Ved bestemmelse av reproduserbarhet ønsker man størst mulig variasjon i analysebetingelsene, som flere analyseserier utført av ulike operatører med ulike «loter» på standarder og reagenser som foregår over et lengre tidsrom (NKK 2002). Tabell 3-3 viser repeterbarheten gitt som RSD (%) for elementene analysert i denne oppgaven.



Figur 3-6: Forholdet mellom de ulike typer feil, ytelsesegenskaper og kvantitative begrep.

Tabell 3-3: Repeterbarhet gitt som RSD (%) gitt for grunnstoffene analysert i denne oppgaven (NIFES 2016b).

Element	Sertifisert referansemateriale	Sertifisert verdi (mg/kg)	RSD (%)
As	Oyster Tissue	7,65	1
As	Dorm-2	18,0	2
Se	Oyster Tissue	2,06	3
Se	Dorm-2	1,40	4
Cd	Oyster Tissue	2,48	1
Cd	Dorm-2	0,043	3
Pb	Oyster Tissue	0,308	3
Pb	Dorm-2	0,065	15
Hg	Oyster Tissue	0,0371	7
Hg	Dorm-2	4,64	3

Måleområde og måleusikkerhet

Måleområdet er det konsentrasjonsområdet som metoden er validert for og hvor den gir akseptabel riktighet og presisjon (NIFES 2016b). Måleområdet er definert av nedre og øvre kvantifiseringsgrense (tabell 3-4). Øvre kvantifiseringsgrense kan være bestemt av verdien av høyeste kalibrator og/eller høyeste måleverdien som gir linearitet (NKK 2002). Nedre kvantifiseringsgrense (LOQ) er den laveste konsentrasjonen som kan kvantifiseres med en gitt måleusikkerhet ved en gitt sannsynlighet (NMKL 2005). Deteksjonsgrensen (LOD) er den laveste konsentrasjonen som kan detekteres med en gitt sannsynlighet, men benyttes ikke i angivelsen av akkreditert måleområde. LOQ er beregnet som $10 \times \text{SD}$ (standardavvik) av minst 20 blindprøver som er testet for «uteliggere» (NIFES 2016b). LOD bestemmes som $3 \times \text{SD}$ av minst 20 blindprøver.

Tabell 3-4: Måleusikkerhet (%) og måleområde (mg/kg tørrvekt) for elementene analysert i denne oppgaven.

Element	Måleusikkerhet (%)	Måleområde (mg/kg t.v.)
As	20	0,01 – 420
Se	25	0,01 – 8
Cd	20	0,005 – 27
Pb	25	0,03 – 11
Hg (lavt)	70	0,005 – 0,05
Hg (middel)	25	0,05 – 0,5
Hg (høyt)	20	0,5 – 4,6

Måleusikkerhet er et måleresultat som viser spredningen av verdier som kan tilskrives målestørrelsen (NKK 2002). Metodens måleusikkerhet er vurdert ut ifra intern reproduserbarhet (SRM) og deltagelse i SLP (NIFES 2016b). Måleusikkerheten til de fleste metallene i metoden ligger stort sett på 20 – 25 %, der måleusikkerheten til kadmium er 20 % (tabell 3-5). Flere faktorer kan bidra til måleusikkerheten, der ufullstendig homogenisering av prøve vil ha ett stort bidrag til måleusikkerheten, mens kalibrering av instrument og den eksterne standardkurven vil bidra middels til måleusikkerheten (NIFES 2016b). Andre faktorer som vil bidra mindre til måleusikkerheten er frysetørking, innveing av prøve, blindprøver og overføring av prøvemateriale til sentrifugerør.

Sertifisert referansemateriale og kontrollkort

Sertifisert referansemateriale (SRM) er et kontrollmateriale som har en «sann» verdi med tilhørende usikkerhet og sporbarhet (NMKL 2011). SRM benyttes hovedsakelig til å estimere riktigheten (bias eller systematiske feil) til metoden. Ved å bruke SRM med veldefinerte kontrollregler overvåkes gyldigheten til metoden (NA 2016). SRM skal opparbeides likt som de øvrige prøvene, den skal ha en relevant matriks (så lik prøvene som mulig) og kontrollmaterialet sitt konsentrasjonsområde bør representere de vesentlige delene av måleområde (NMKL 2011; NA 2016). Ved en stabil analysemetode antas det at resultatene fra gjentatte målinger av samme prøve vil være normalfordelte (Gauss-fordelte) (NA 2016).

SRM som ble brukt i denne oppgaven var østervev (OT, CRM 1566) fra National Institute of Standards and Technology (NIST) og hummerhepatopankreas (TORT3) fra National Research Council, Canada (NRC) (NIFES 2016b). De valgte kontrollmaterialene har en lignende matriks og antatt konsentrasjonsområder som prøvematerialet i denne oppgaven – klør og hepatopankreas fra taskekrabben. SRM ble analysert som paralleller ved hver analyseserie og ført på kontrollkort for å overvåke metodens riktighet og presisjon (systematiske og tilfeldige feil) (NA 2016; NIFES 2016b). Resultatene fra SRM bør helst ligge innenfor $\pm 2SD$ (alarmgrensen), men resultater innenfor $\pm 3SD$ (aksjonsgrensen) kan også aksepteres (NIFES 2016c). Hvis to påfølgende analyseresultat fra SRM ligger mellom alarmgrensen og aksjonsgrensen eller et analyseresultat faller utenfor aksjonsgrensen, må tiltak vurderes og kommenteres. Dersom én verdi ligger utenfor aksjonsgrensen på ett av elementene kan denne imidlertid godtas dersom andre kontrollmaterialer analysert samme dag ligger innenfor gjeldende regler (NIFES 2016b).

Preanalytisk, analytisk og biologisk variasjon

Det endelige prøvesvaret vil være avhengig av både preanalytiske, analytiske og biologiske variasjoner (Fraser 2001; Braga og Panteghini 2016). Preanalytiske variasjoner er knyttet til håndtering, samling, transport og lagring av de biologiske prøvene. Ved å identifisere alle de preanalytiske faktorene er det mulig å minimalisere deres bidrag til den totale variasjonen til den er ubetydelig. Analytisk variasjon er knyttet til metodens presisjon og riktighet, og bør kontrolleres nøye for å minimalisere deres bidrag til den totale variasjonen. Ved å kontrollere og minimalisere preanalytiske og analytiske variasjoner vil totalvariasjonen være mer sensitiv for den biologiske variasjonen. Biologisk variasjon er naturlige og fysiologiske variasjoner

som varierer mellom ulike individer og er ikke mulig å redusere. Biologisk variasjon kan være knyttet til faktorer som alder, kjønn, biologiske rytmer, døgn- og årstidsvariasjoner, gytesyklus, vandringsmønstre, genetiske faktorer, kosthold, kroppsmasse og fysisk aktivitet. De biologiske variasjonene kan være uregelmessige og det kan dermed være vanskelig å vurdere om variasjonene i resultatene stammer fra analytisk eller biologisk variasjon.

3.6 STATISTISKE METODER

Statiske utregninger ble utført ved bruk av programmet Statistica 13 (StatSoft Inc. 2016). Her ble resultatene først undersøkt for normalfordeling og homogene varianser. Levene's test ble benyttet for å undersøkte om variansene i de forskjellige utvalgene var homogene (StatSoft 2016a). Hvis dataene ikke var normalfordelte med homogene varianser ble log-transformerte data undersøkt. Resultatene i denne oppgaven ble funnet til å være tilsvarende normalfordelte med homogene varianser (enten som rådata eller som log-transformert data). Variansanalyse (ANOVA) ble dermed benyttet for å teste for signifikante ulikheter mellom to eller flere grupper. ANOVA har som krav at utvalgene er normalfordelte med homogene varianser (StatSoft 2016b). Enveis ANOVA ble benyttet for å avdekke signifikante forskjeller, og dersom det var signifikant variasjon, ble Tukey post hoc test benyttet for å finne hvilke grupper som var signifikant ulike. Dataene ble gruppert etter kjønn og lokalitet, slik at fire grupper ble sammenlignet med enveis ANOVA: Hunner fra Sotra (FS), hanner fra Sotra (MS), hunner fra Senja (FN) og hanner fra Senja (MN).

Fra enveis ANOVA ble det generert en p- og f-verdi. p-verdien forteller om resultatet er statistisk signifikant, der en p-verdi på $<0,05$ vil si at det er 95 % sannsynlighet for at resultatet er «sann» (StatSoft 2016d). F-verdien forteller noe om variasjonen mellom utvalgene. F- og p-verdiene er oppgitt i figurene i resultatdelen, mens ved flere grupper er signifikante forskjeller mellom gruppene merket med bokstaver (a,b,c,d). Lik bokstav tilsvarer ingen signifikante forskjeller mellom gruppene, mens ulike bokstaver tilsvarer signifikante forskjeller. For eksakte p-verdier for gruppene merket med bokstaver henvises det til vedlegg II. p-verdiene i resultatdelen er bare oppgitt ved signifikante forhold som $<0,05$, $<0,01$ eller $<0,001$. Når det ikke foreligger signifikante forskjeller mellom gruppene er ikke p-verdien oppgitt (not significant - n.s.).

Lineær korrelasjon (Pearson's korrelasjon) ble også benyttet for å undersøke sammenhengen mellom ulike parametre. Korrelasjonskoeffisientene og p-verdi er oppgitt i figurene i resultatdelen. p-verdien er her også bare oppgitt ved signifikante sammenhenger.

Prinsippal komponent analyse (PCA) ble benyttet for å undersøke tendenser og grupperinger i dataene som kunne relateres til egenskapene til de ulike parameterne (StatSoft 2016c). PCA ble benyttet til de fleste fysiske og biologiske parametre i denne oppgaven for å undersøke korrelasjonene mellom de ulike parameterne, og hvorvidt dataene fordelte seg i forhold til de fire gruppene.

4 RESULTAT

4.1 SERTIFISERT REFERANSEMATERIALE

Resultatene fra det sertifiserte referansemateriale (SRM) østervev (OT) er vist i tabellen under (tabell 4-1). De fleste verdiene var innenfor alarmgrensen ($\pm 2SD$) unntatt én verdi for arsen (OT 1.6) og én verdi for kadmium (OT 1.6), men ingen av verdiene for OT lå utenfor aksjonsgrensen ($\pm 3SD$). Gjennomsnittsverdiene for de ulike elementkonsentrasjonene lå alle innenfor $\pm 2SD$.

Resultatene fra SRM hummerhepatopankreas (Tort3) er vist i tabell 4-2 og her var alle verdiene innenfor alarmgrensen på $\pm 2SD$.

Tabell 4-1: Resultat for sertifisert referansemateriale (SRM) østervev (OT) for de ulike elementene arsen (As), selen (Se), kadmium (Cd), kvikksølv (Hg) og bly (Pb). Tabellen viser beregnet gjennomsnitt, standardavvik og relativt standardavvik for hvert element, i tillegg til opparbeidede kontrollkortverdier $\pm 2SD$ (standardavvik). Verdier merket med * er utenfor alarmgrensen ($\pm 2SD$).

Dato	SRM	As (mg/kg v.v.)	Se (mg/kg v.v.)	Cd (mg/kg v.v.)	Hg (mg/kg v.v.)	Pb (mg/kg v.v.)
31.05.2016	OT 1.1	7,88	2,18	2,64	0,03	0,30
	OT 1.2	8,09	2,21	2,70	0,03	0,33
01.06.2016	OT 1.3	7,81	2,15	2,59	0,03	0,31
	OT 1.4	7,80	2,13	2,57	0,03	0,31
02.06.2016	OT 1.5	7,02	1,95	2,34	0,03	0,28
	OT 1.6	6,83*	1,91	2,29*	0,03	0,28
Gjennomsnitt (mg/kg)		7,57	2,09	2,52	0,03	0,30
SD		0,51	0,12	0,17	0,002	0,02
% RSD		7	6	7	6	7
Opparbeidet kontrollkortverdier ved NIFES $\pm 2SD$		7,53 \pm 0,63	2,08 \pm 0,22	2,52 \pm 0,21	0,03 \pm 0,01	0,30 \pm 0,03

Tabell 4-2: Resultat for sertifisert referansemateriale (SRM) hummerhepatopankreas (Tort3) for de ulike elementene arsen (As), selen (Se), kadmium (Cd), kvikksølv (Hg) og bly (Pb). Tabellen viser beregnet gjennomsnitt, standardavvik og relativt standardavvik for hvert element, i tillegg til opparbeidede kontrollkortverdier $\pm 2SD$ (standardavvik).

Dato	SRM	As (mg/kg v.v.)	Se (mg/kg v.v.)	Cd (mg/kg v.v.)	Hg (mg/kg v.v.)	Pb (mg/kg v.v.)
31.05.2016	Tort3 1.1	69.3	10.94	43.4	0.26	0.21
	Tort3 1.2	69.3	11.10	42.8	0.25	0.20
01.06.2016	Tort3 1.3	69.9	11.14	43.1	0.26	0.21
	Tort3 1.4	70.1	10.94	43.6	0.26	0.21
02.06.2016	Tort3 1.5	60.2	9.88	38.1	0.24	0.19
	Tort3 1.6	61.2	10.13	38.2	0.24	0.19
Gjennomsnitt (mg/kg)		66.7	10.69	41.5	0.25	0.20
SD		4.6	0.54	2.6	0.01	0.01
% RSD		7	5	6	4	5
Opparbeidet kontrollkortverdier ved NIFES $\pm 2SD$		64,9 \pm 5,7	10,5 \pm 1,1	40,6 \pm 4,0	0,27 \pm 0,04	0,20 \pm 0,03

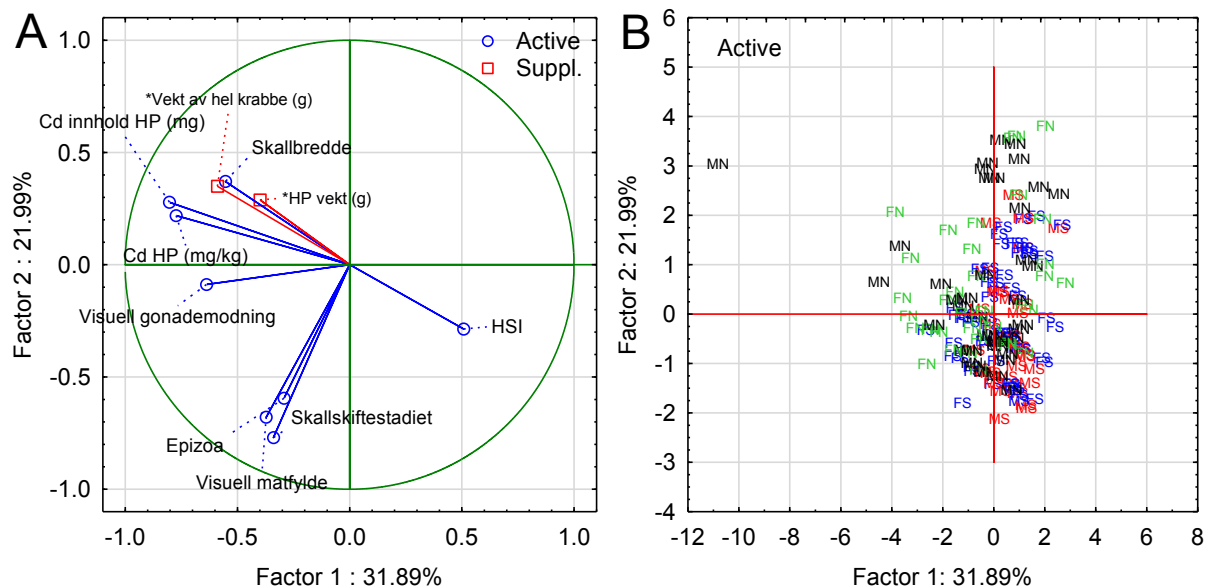
4.2 PRØVEMATERIALE

Det ble fisket totalt 174 krabber, 94 fra Sotra og 80 fra Senja, hvor krabbene fra Sotra hadde en skallbredde mellom 90 og 180 mm ($\pm 0,1$ mm) og krabbene fra Senja hadde en skallbredde mellom 99 og 178 mm ($\pm 0,1$ mm). Fordelingen av krabber i de ulike størrelsesklassene, fordelt på hanner og hunner fra Sotra og Senja er vist i vedlegg I: figur 9-1. Fra Sotra var det fisket flere hunnkrabber (63 %) enn hannkrabber. Hunnkrabbene dominerte i de største størrelsesklassene (76 % > 130 mm) og hadde en snittstørrelse på 139 mm, mens hannkrabbene dominerte i de mindre størrelsesklassene (52 % < 130 mm) og hadde en snittstørrelse på 124 mm. Fra Senja var det en jevnere fordeling mellom kjønnene, hvor 49 % av krabbene var hunnkrabber. Hunnkrabbene fra Senja dominerte også her i de største størrelsesklassen (56 % > 130 mm) og hadde en snittstørrelse på 146 mm, mens hannkrabbene dominerte i de mindre størrelsesklassene (63 % < 130 mm) og hadde en snittstørrelse på 134 mm.

Krabbene hadde en generelt god visuell matfylde (skallfylling) (vedlegg I: figur 9-2), der 88 % av krabbene fra Sotra og 81 % av krabbene fra Senja hadde god til svært god visuell matfylde.

Videre var det få vasskrabber i fangsten, men andelen vasskrabber var større på Senja (18 %) enn på Sotra (2 %) (vedlegg I: figur 9-3). De fleste krabbene hadde middels til hardt skall og var generelt i god tilstand med lite svarte flekker og påvekster (epizoa) (vedlegg III).

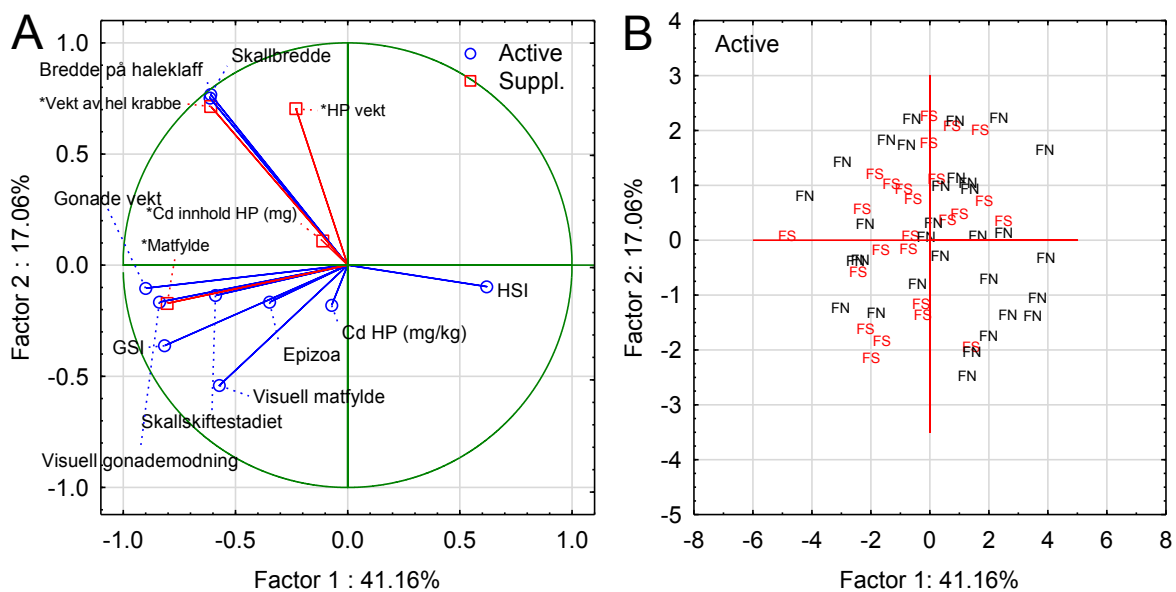
For å undersøke sammenhengen mellom alle de ulike parameterne ble det utført prinsippal komponent analyse (PCA). Variabelplott (figur 4-1A) inkluderte de parameterne som var felles for alle krabbene fra Senja og Sotra. Skallbredden var godt korrelert med vekt av hel krabbe og hepatopankreas (HP)-vekt, mens hepatosomatisk indeks (HSI) var negativt korrelert med skallbredden og de øvrige parameterne. Totalt kadmiuminnhold i hepatopankreas (mg) var godt korrelert med kadmiumkonsentrasjonen i hepatopankreas, og begge disse faktorene var korrelert med størrelsen til krabben (skallbredde og vekt av hel krabbe) og til dels den visuelle gonademo­d­nings­graden til krabben. Videre var visuell matfylde, skallskiftestadiet og epizoa korrelert med hverandre og var ikke korrelert med kadmiumnivået eller størrelsen til krabben. Tilhørende case-plott (figur 4-1B) viste at krabbene fra Senja (FN og MN) og krabbene fra Sotra (FS og MS) skilte seg delvis fra hverandre, der krabbene fra Senja var bedre korrelert med kadmiumnivået og størrelsen på krabbene, mens krabbene fra Sotra var bedre korrelert med HSI. Hunner og hanner så ikke ut til å skille seg betydelig fra hverandre.



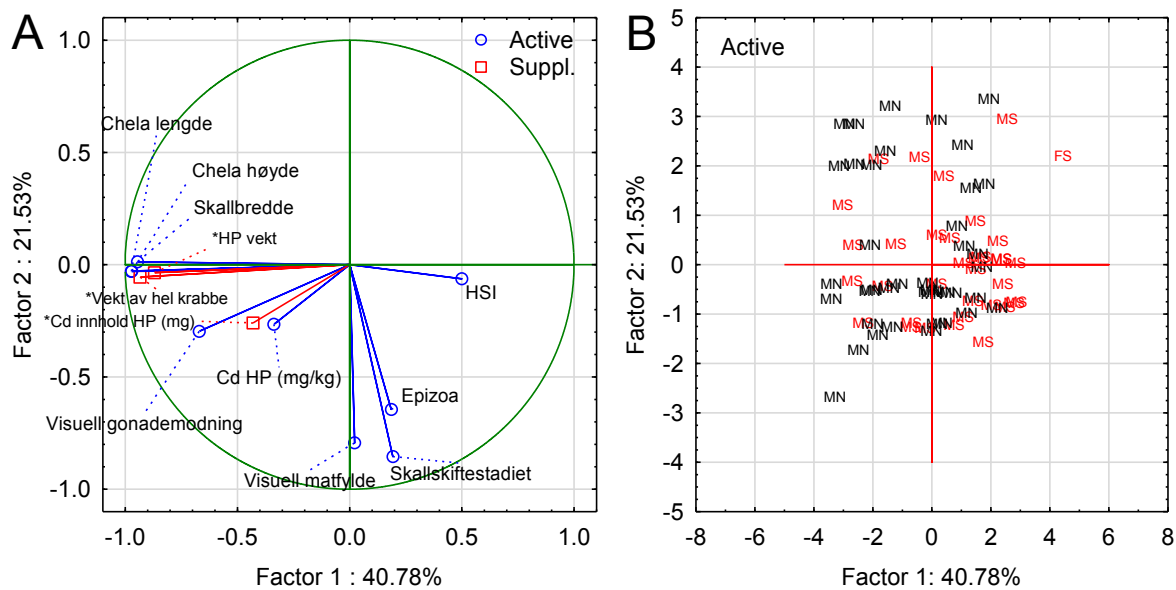
Figur 4-1: Resultat av PCA-analyse. A: Variabel plott av alle felles parametre hos krabbene fra Sotra og Senja. B: Case-plott gruppert i hunnkrabber fra Sotra (FS) og Senja (FN), og hannkrabber fra Sotra (MS) og Senja (MN).

Det ble også utført PCA-analyser for alle hunn- og hannkrabbene hver for seg med de parameterne som var felles for alle krabbene og de som bare var relevant for de ulike kjønnene. For hunnkrabbene (figur 4-2A) var det ingen korrelasjon mellom kadmiumkonsentrasjonen i hepatopankreas og størrelsen på krabbene, mens totalt kadmiuminnhold i hepatopankreas var bedre korrelert med størrelsesfaktorene. Men begge kadmiumparameterne viste liten sammenheng med de fleste faktorene i dette plottet. Bredden på haleklaffen var godt korrelert med størrelsen på krabben som skallbredde og vekt av hel krabbe. Gonade-vekten var godt korrelert med visuell gonademodningsgrad og beregnet matfylde, og litt svakere korrelert med skallskiftestadiet, gonadosomatisk indeks (GSI), epizoa og visuell matfylde. Case-plottet viste liten forskjell mellom hunnkrabbene fra Sotra og Senja, men krabbene fra Senja var noe bedre korrelert med HSI enn krabbene fra Sotra (figur 4-2B).

For hannkrabbene var kadmiumkonsentrasjonen i hepatopankreas noe bedre korrelert med krabben sin størrelse (figur 4-3A). Kadmiumkonsentrasjonen var ellers godt korrelert med kadmiuminnhold i hepatopankreas og den visuelle gonademodningsgraden. Størrelsesfaktorene var godt korrelert med klostørrelsen (chela-lengde, -høyde) til hannkrabbene, og HSI var også her negativt korrelert med størrelsen til krabben. I tillegg var det en god korrelasjon mellom visuell matfylde, epizoa og skallskiftestadiet. Case-plottet viste liten forskjell mellom hannkrabbene fra Sotra og Senja (figur 4-3B).

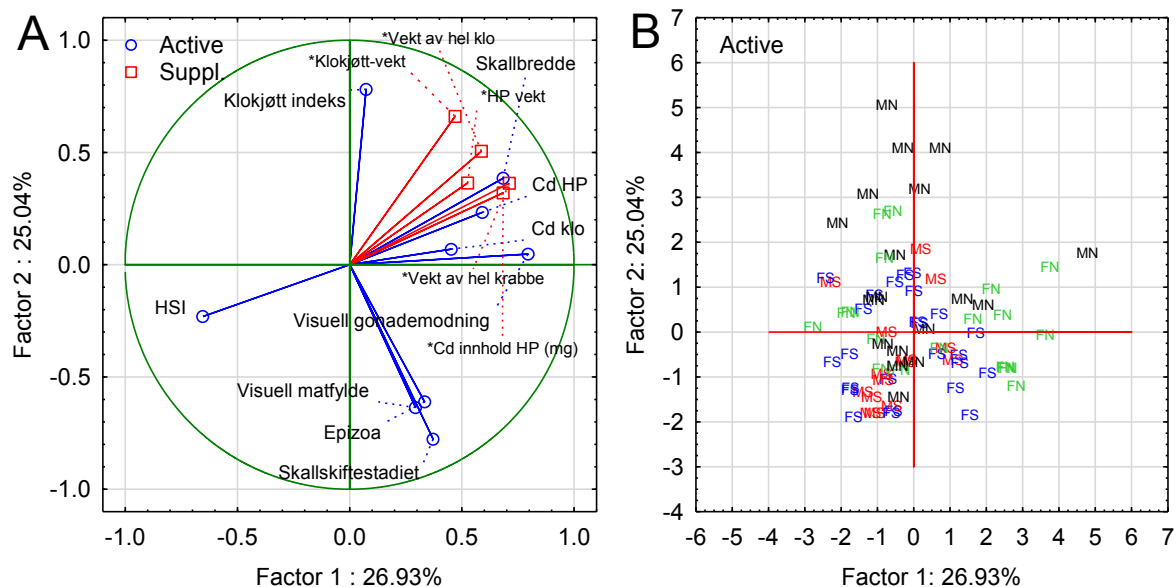


Figur 4-2: Resultat av PCA-analyse. A: Variabel plott av alle felles parametre hos hunnkrabbene fra Sotra og Senja. B: Case-plott gruppert etter hunnkrabber fra Sotra (FS) og Senja (FN).



Figur 4-3: Resultat av PCA-analyse. A: Variabel plott av alle felles parametre hos hannkrabbene fra Sotra og Senja. B: Case-plott gruppert etter hannkrabber fra Sotra (MS) og Senja (MN).

Variabelplott (figur 4-4A) av de krabbene som det var tatt kloprøver av, viste en god korrelasjon mellom kadmiumkonsentrasjonene i hepatopankreas og klokjøtt med størrelsen til krabben og den visuelle gonademedning. Kadmiumkonsentrasjonen i hepatopankreas var noe bedre korrelert med størrelsen enn klokjøttkonsentrasjonene. Klokjøtt-vekten var godt korrelert med størrelsesfaktorene som skallbredde og vekt av hel klo, mens HSI var også her negativt korrelert med størrelsen til krabben. Klokjøttindeksen var svakt korrelert med størrelsesfaktorene og svakt negativt korrelert med HSI. Videre var skalskiftestadiet, epizoa og visuell matfylde godt korrelert med hverandre og ikke korrelert med størrelsen til krabben. Figur 4-4B viste mye det samme som 4-1B hvor krabbene fra Senja var best korrelert med kadmiumnivået og størrelsen til krabben. I tillegg var hannkrabbene fra Senja bedre korrelert med klokjøttindeksen enn de andre gruppene.



Figur 4-4: Resultat av PCA-analyse. A: Variabel plott av alle felles parametre hos klokjøttprøvene fra Sotra og Senja. B: Case-plott gruppert etter hunnkrabber fra Sotra (FS) og Senja (FN), og hannkrabber fra Sotra (MS) og Senja (MN).

4.3 STØRRELSE OG MATINNHOLD VED DE TO LOKALITETENE

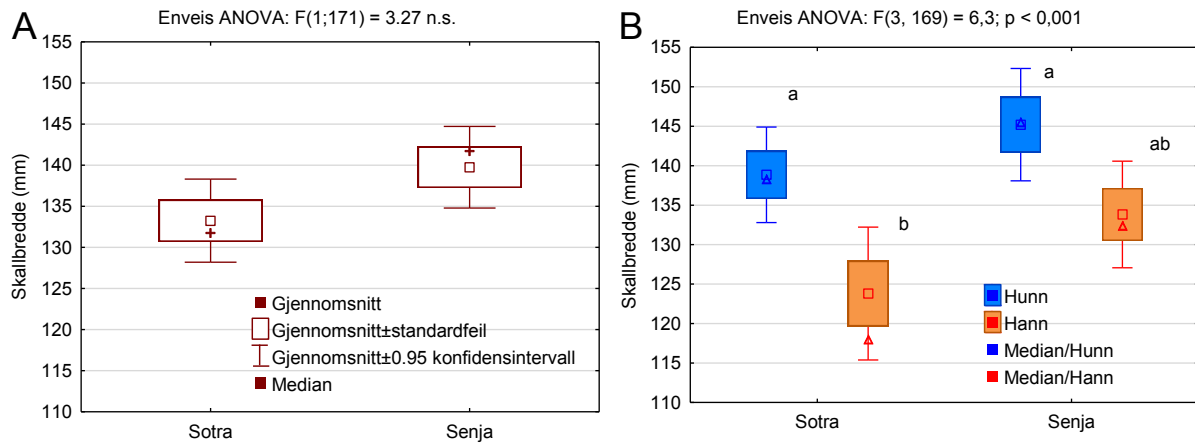
4.3.1 Skallbredde og vekt av hel krabbe

Krabbene som ble prøvetatt varierte som nevnt i størrelse fra 9,0 til 18,4 cm skallbredde, der den minste krabben ble fanget på Sotra og den største på Senja (tabell 4-3). Gjennomsnittlig skallbredde var på $13,3 \pm 2,5$ cm for krabbene fra Sotra og $13,9 \pm 2,2$ cm hos krabbene fra Senja. Krabbene fra Senja var altså gjennomsnittlig bare noen millimeter større enn krabbene fra Sotra og forskjellen var ikke signifikant (figur 4-5A). Ved begge lokaliteter var gjennomsnittlig skallbredde større hos hunnene enn hos hannene, og hunnkrabbene fra Sotra og Senja var signifikant større enn hannkrabbene fra Sotra, med en gjennomsnittlig skallbredde på henholdsvis 13,9 og 14,5 cm i forhold til en skallbredde på 12,4 cm hos hannkrabbene fra Sotra (figur 4-5B). Hannene og hunnene fra Senja var ikke signifikant forskjellige.

Tabell 4-3: Antall, skallbredde og vekt av hel krabbe som ble prøvetatt ved de to lokalitetene Sotra og Senja. Skallbredde og vekt er beskrevet som gjennomsnitt ± standardavvik (SD), median og som minste og største verdi.

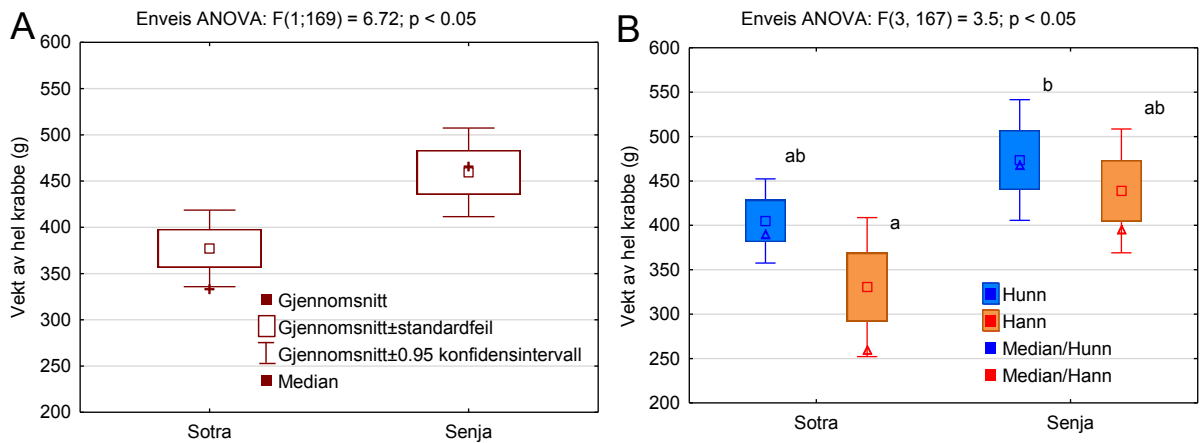
Lokalitet	Skallbredde (mm)				Vekt (g)			Kjønn (% hunnkjønn)
	Antall krabber	Min - maks	Median	Snitt ± SD	Min - maks	Median	Snitt ± SD	
Sotra	94	89,6- 180,2	131,8	133 ± 25	106,6 - 901,7	332,9	380 ± 200	63
Senja	80 (78*)	99,0- 184,6	141,3	139 ± 22	122,9 - 973,3	454,4	460 ± 210	49

* 78 krabber fra Senja ble veid.



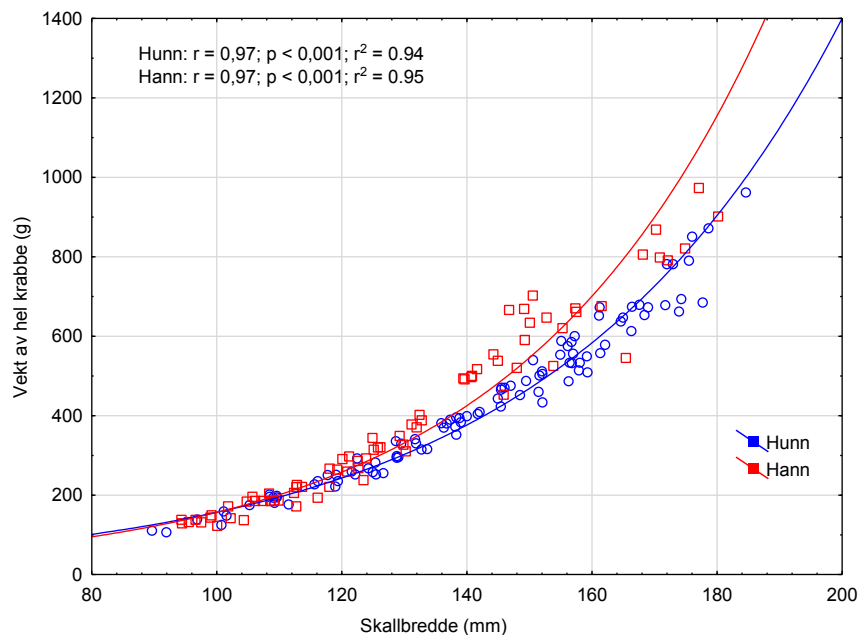
Figur 4-5: A: Skallbredde (mm) hos krabber fra Sotra og Senja. B: Skallbredde (mm) hos hunn- og hannkrabber fra henholdsvis Sotra og Senja. a er signifikant ulik b, mens ab er ikke signifikant ulik hverken a eller b. Boksplott viser gjennomsnitt ± standardfeil, og 95 % konfidensintervall. Median og resultat av enveis variansanalyse (ANOVA) er også vist.

Vekten på hel krabbe varierte fra 107 til 973 g, der den letteste krabben var fra Sotra og den tyngste fra Senja (tabell 4-3). Gjennomsnittlig vekt av hel krabbe var på 380 ± 200 g fra Sotra og 460 ± 210 g fra Senja. Totalt sett var krabbene fra Senja signifikant tyngre enn krabbene fra Sotra (figur 4-6A). Ved begge lokaliteter var hunnene gjennomsnittlig tyngre enn hannene, men det var ikke signifikant forskjell mellom kjønnene. Hunnkrabbene fra Senja var imidlertid signifikant ($p < 0,01$) tyngre enn hannkrabbene fra Sotra (figur 4-6B), med gjennomsnitt på henholdsvis 482 og 330 g.



Figur 4-6: A: Vekt av hel krabbe (g) fra Sotra og Senja. B: Hel vekt (g) av hunn- og hannkrabber fra henholdsvis Sotra og Senja. a er signifikant ulik b, mens ab er ikke signifikant ulik hverken a eller b. Boksplott viser gjennomsnitt ± standardfeil, og 95 % konfidensintervall. Median og resultat av enveis variansanalyse (ANOVA) er også vist.

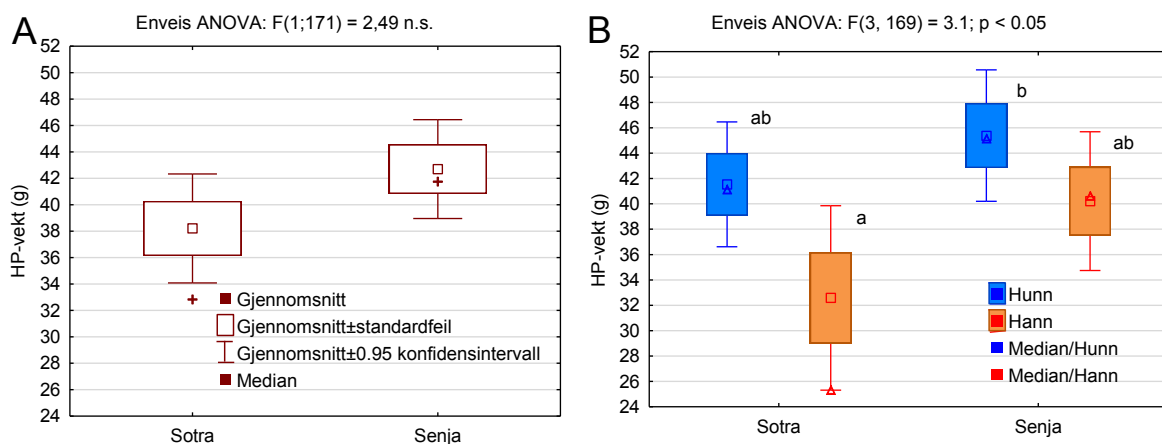
Begge kjønn viste en positiv korrelasjon mellom skallbredde og vekt av hel krabbe (figur 4-7), som også vist i variabelplottet (figur 4-1A), der hannkrabbene veide litt mer enn hunnene i forhold til skallbredden (figur 4-7). Det var ingen forskjeller mellom de to lokalitetene.



Figur 4-7: Vekt av hel krabbe (g) plottet mot skallbredde (mm) for henholdsvis hunner (blå sirkel) og hanner (rød firkant).

4.3.2 Hepatopankreas-, klokjøtt- og gonadevekt

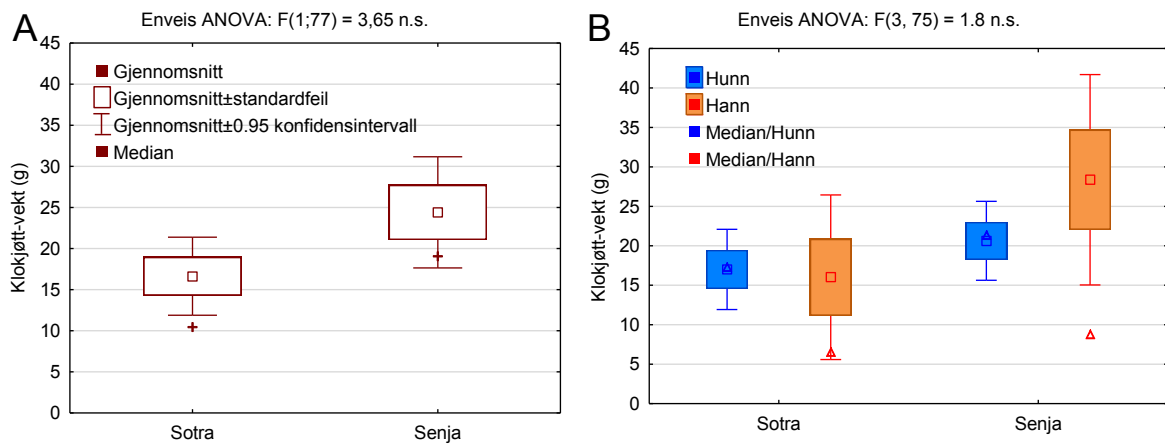
Hepatopankreas (HP)- vekten varierte fra 10 til 92 g, der både krabben med lavest og den med høyest HP-vekt var fra Sotra. Gjennomsnittlig HP-vekt var 38 ± 20 g hos krabbene fra Sotra og 42 ± 17 g hos krabbene fra Senja. Krabbene fra Senja hadde altså en gjennomsnittlig høyere HP-vekt enn krabbene fra Sotra, men forskjellen var ikke signifikant (figur 4-8A). Generelt hadde hunnkrabbene høyere gjennomsnittlig HP-vekt enn hannkrabbene, men det var ingen signifikante forskjeller mellom hunn- og hannkrabbene fra samme lokalitet (figur 4-8B). Som for både skallbredden og totalvekt hadde hunnkrabbene fra Senja imidlertid signifikant høyere HP-vekt enn hannkrabbene fra Sotra. HP-vekten var som vist positivt korrelert med størrelsen på krabben (figur 4-1A) og blant krabbene i fangstene var hunnkrabbene generelt større enn hannkrabbene (figur 4-5B, 4-6B).



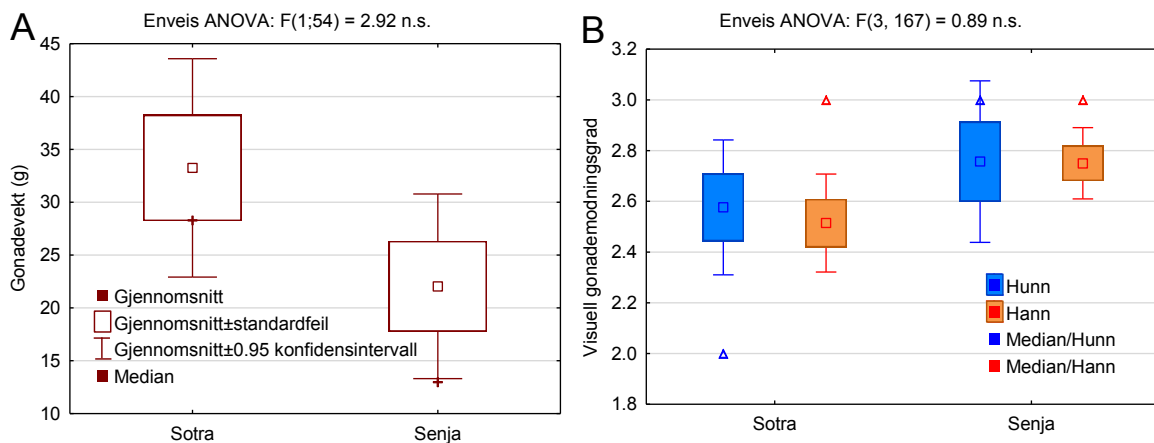
Figur 4-8: A: Hepatopankreas (HP)-vekt (g) hos krabber fra Sotra og Senja. B: Hepatopankreas (HP)-vekt hos hunn- og hannkrabber fra henholdsvis Sotra og Senja. a er signifikant ulik b, mens ab er ikke signifikant ulik hverken a eller b. Boksplott viser gjennomsnitt \pm standardfeil, og 95 % konfidensintervall. Median og resultat av enveis variansanalyse (ANOVA) er også vist.

Klokjøtt-vekten varierte fra 4 til 74 g, der den letteste kloen tilhørte en hunnkrabbe fra Sotra og den tyngste en hannkrabbe fra Senja. Gjennomsnittlig klokjøtt-vekt var 17 ± 12 g for hunnene og 16 ± 19 g for hannene hos krabbene fra Sotra, og 20 ± 11 g for hunnene og 28 ± 28 g for hannene hos krabbene fra Senja. Som PCA-analysen viste var det god korrelasjon mellom klokjøtt-vekten og skallbredden til krabben (figur 4-4A). Krabbene fra Senja hadde en høyere gjennomsnittlig klokjøtt-vekt enn krabbene fra Sotra, men forskjellen var ikke signifikant (figur 4-9A). Figur 4-9B viste at det var hannkrabbene fra Senja som trakk opp

gjennomsnittet, der hannkrabbene fra Senja hadde en høyere gjennomsnittlig klokjøtt-vekt enn hunnkrabbene fra Senja og Sotra og hannkrabbene fra Sotra, men det var særlig stor variasjon blant hannene fra Senja og det var ingen signifikante forskjeller (figur 4-9B).



Figur 4-9: A: Klokjøtt-vekt (g) hos krabber fra Sotra og Senja. B: Klokjøtt-vekt (g) hos hunn- og hannkrabber fra henholdsvis Sotra og Senja. Boksplott viser gjennomsnitt \pm standardfeil, og 95 % konfidensintervall. Median og resultat av enveis variansanalyse (ANOVA) er også vist.



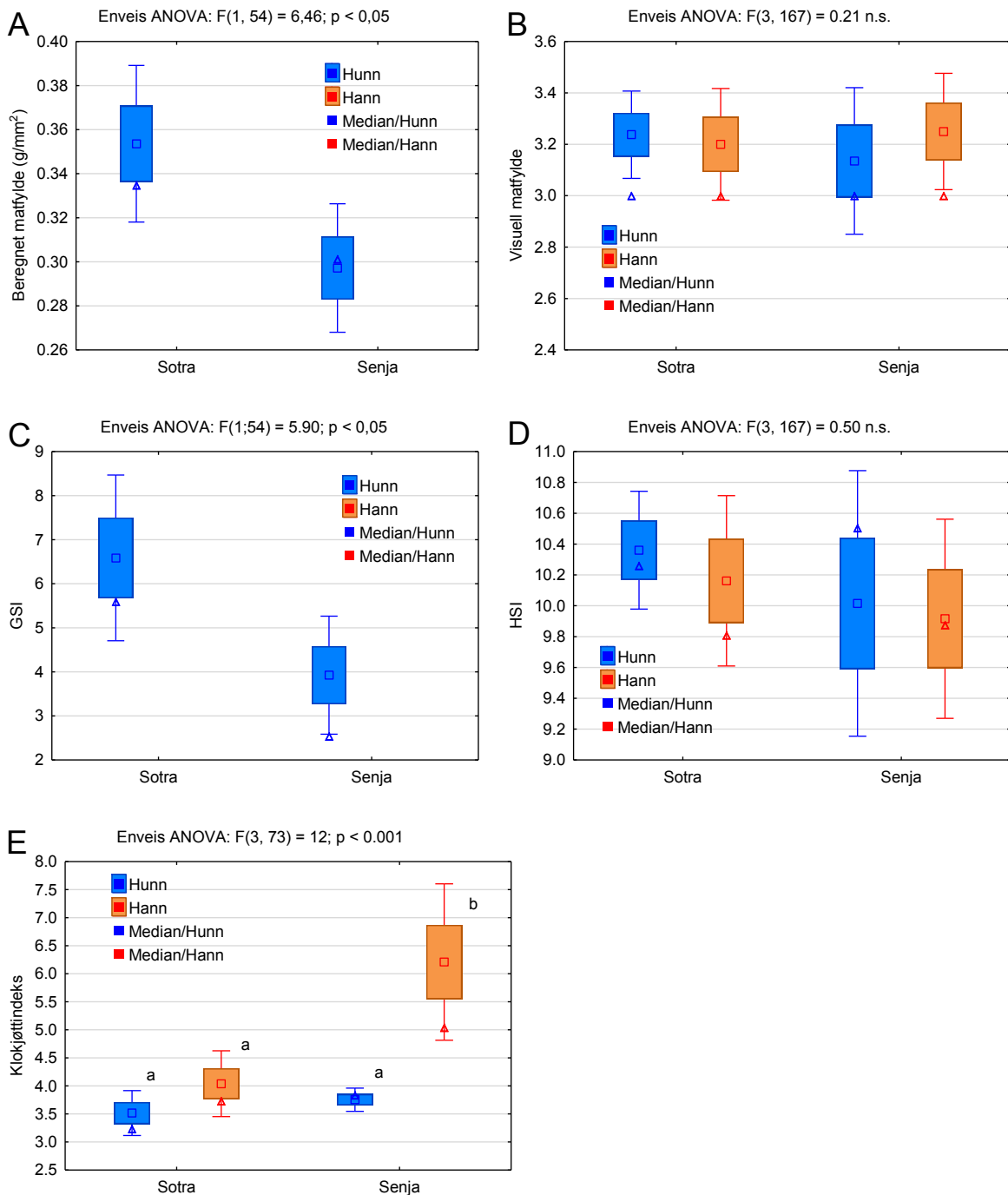
Figur 4-10: A: Gonadevekt (g) hos hunnkrabber fra Sotra og Senja. B: Subjektiv vurdering av gonademodningsgrad hos hunn- og hannkrabber fra henholdsvis Sotra og Senja. Boksplott viser gjennomsnitt \pm standardfeil, og 95 % konfidensintervall. Median og resultat av enveis variansanalyse (ANOVA) er også vist.

Som viste fra variabelplottet (figur 4-2A) var gonadevekten hos hunnkrabbene godt korrelert med den visuelle gonademodningsgraden. Hunnkrabbene fra Sotra hadde høyere gjennomsnittlig gonadevekt enn hunnkrabbene fra Senja (figur 4-10A), men forskjellen var

ikke signifikant. Figur 4-10B viste imidlertid at både hunn- og hannkrabbene fra Senja hadde en høyere gjennomsnittlig visuell gonademodningsgrad (mer moden gonade) enn krabbene fra Sotra, men heller ikke her var det noen signifikante forskjeller mellom de ulike gruppene.

4.3.3 Matinnhold

Matinnholdet i krabbene ble vurdert ut ifra ulike parametre som visuell matfylde, beregnet matfylde (formel 3-3), gonadosomatisk indeks (GSI) (formel 3-4), hepatosomatisk indeks (HSI) (formel 3-1) og klokjøttindeks (formel 3-5). Beregnet matfylde varierte fra 0,11 til 0,57 g/mm², der hunnkrabben med dårligst matfylde kom fra Senja og den med best matfylde kom fra Sotra. Hunnkrabbene fra Sotra hadde en signifikant høyere beregnet matfylde enn hunnkrabbene fra Senja (figur 4-11A), med et gjennomsnitt på 0,35 g/mm² ved Sotra og 0,30 g/mm² ved Senja (formel 3-3). GSI var også signifikant høyere for hunnkrabbene fra Sotra enn hunnkrabbene fra Senja (figur 4-11C). GSI viste den samme trenden som den beregnede matfylden, noe som var forventet ut ifra PCA-analysen (figur 4-2A), hvor beregnet matfylde var korrelert med GSI. Det betyr at hunnkrabbene fra Sotra hadde mer gonade enn hunnkrabbene fra Senja i forhold til totalvekten. Den visuelle matfylden fulgte ikke den samme trenden som den beregnede matfylden eller GSI, den viste derimot liten forskjell hos hunn- og hannkrabbene fra Sotra og Senja (figur 4-11B). Hepatosomatisk indeks (HSI) var fra PCA-analysen (figur 4-2A) dårlig korrelert med beregnet matfylde, visuell matfylde og GSI for hunnkrabbene, og den fulgte heller ikke samme trenden som den beregnede matfylden og GSIn. Krabbene fra Sotra hadde en gjennomsnittlig høyere HSI enn krabbene fra Senja (figur 4-11D), men det var ingen signifikante forskjeller mellom hunn- og hannkrabbene fra Sotra og Senja, og krabbene fra Senja viste særlig stor variasjon. Klokjøttindeksen var signifikant høyere for hannkrabbene fra Senja sammenlignet med hunnkrabbene fra Senja og hunn- og hannkrabbene fra Sotra, med et gjennomsnitt på 6,2 mot 3,8, 3,5 og 4,0 (figur 4-11E). Dette underbygges av PCA-analysen (figur 4-4B) som viste at hannkrabbene fra Senja var bedre korrelert med klokjøttindeksen enn de andre krabbene.



Figur 4-11: A: Beregnet matfylde (g/mm^2) hos modne hunnkrabber (formel 3-3) fra Sotra og Senja. B: Subjektiv vurdering av visuell matfylde hos hunn- og hannkrabber fra Sotra og Senja. C: Beregnet gonadosomatisk indeks (GSI) hos modne hunnkrabber (formel 3-4) fra Sotra og Senja. D: Beregnet hepatosomatisk indeks (HSI) hos hunn- og hannkrabbene (formel 3-1) fra Sotra og Senja. E: Beregnet klokjøttindeks (formel 3-5) hos de minste og største krabbene fra Sotra og Senja. a er signifikant ulik b. Boksplott viser gjennomsnitt \pm standardfeil, og 95 % konfidensintervall. Median og resultat av enveis variansanalyse (ANOVA) er også vist.

4.4 KADMIUMKONSENTRASJON I TASKEKRABBEN

Hepatopankreas og klokjøtt fra taskekrabben ble analysert for fem ulike elementer: arsen, selen, kadmium, kvikksølv og bly. Fullstendig oversikt over konsentrasjonene av alle elementene i alle prøvene er gitt i vedlegg III, og ingen av verdiene var over gjeldende grenseverdier for kvikksølv (0,50 mg/kg v.v.) eller bly (0,50 mg/kg v.v.) (EU 2006). I denne oppgaven er det kadmiumverdiene som er av relevans og som vil bli beskrevet ytterligere.

4.4.1 Kadmiumkonsentrasjon i hepatopankreas og klokjøtt

Krabbene fra Senja hadde et generelt mye høyere kadmiumnivå i både hepatopankreas og klokjøtt sammenlignet med krabbene fra Sotra (tabell 4-4). Kadmiumkonsentrasjonene i hepatopankreas (HP) i krabbe fra Sotra varierte fra 0,50 til 32 mg/kg v.v., med et gjennomsnitt på $5,6 \pm 4,7$ mg/kg v.v., mens HP-konsentrasjonene i krabbe fra Senja varierte fra 0,024 til 170 mg/kg v.v., med et gjennomsnitt på 19 ± 21 mg/kg v.v. En «uteliggerverdi» på 0,024 mg/kg v.v. er vist i tabell 4-4, men den skilte seg svært mye fra resten av prøvene og er ikke tatt med videre i figurer og statistiske analyser.

Tabell 4-4: Kadmiumkonsentrasjon (mg/kg våtvekt) i hepatopankreas (HP) og klokjøtt i taskekrabbe fra 2 ulike lokaliteter. Kadmiumkonsentrasjonen er oppgitt som gjennomsnitt \pm standardavvik (SD), median og som minste og største verdi.

Lokalitet	Kjønn	N	Cd HP (mg/kg v.v.)			Cd klokjøtt (mg/kg v.v.)		
			Min - maks	Median	Snitt \pm SD	Min - maks	Median	Snitt \pm SD
Sotra	Hunn	59 (25)*	1,1 - 32	4,3	$6,4 \pm 5,5$	0,001 - 0,01	0,002	$0,003 \pm 0,001$
	Hann	35 (15)*	0,50 - 12	3,7	$4,2 \pm 2,6$	0,001 - 0,01	0,002	$0,002 \pm 0,001$
	Totalt	94 (40)*	0,50 - 32	4,0	$5,6 \pm 4,7$	0,001 - 0,01	0,002	$0,002 \pm 0,001$
Senja	Hunn	39 (21)*	0,024 - 68	15	19 ± 14	0,001 - 0,052	0,010	$0,010 \pm 0,012$
	Hann	41 (19)*	4,0 - 170	14	19 ± 26	0,001 - 0,053	0,004	$0,011 \pm 0,016$
	Totalt	80 (40)*	0,024 - 170	15	19 ± 21	0,001 - 0,053	0,010	$0,011 \pm 0,014$

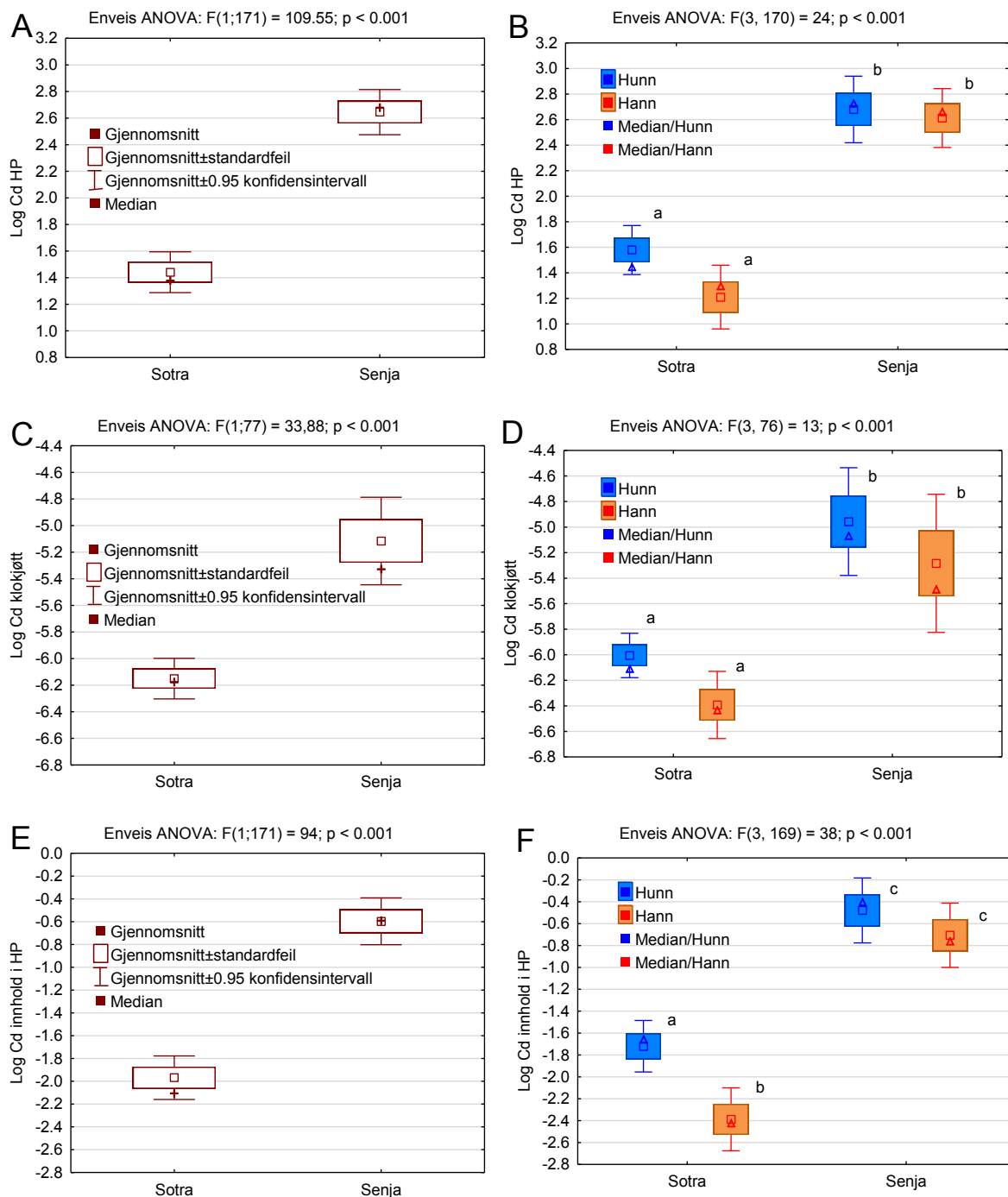
* Kloprøver

Kadmiumkonsentrasjonene i klokjøtt hos krabbe fra Sotra varierte fra 0,001 til 0,010 mg/kg v.v., med et gjennomsnitt på $0,002 \pm 0,001$ mg/kg v.v. (tabell 4-4), mens klokjøttkonsentrasjonene i krabbe fra Senja varierte fra 0,001 til 0,053 mg/kg v.v., med et gjennomsnitt på $0,011 \pm 0,014$ mg/kg v.v. Klokjøttprøvene fra Senja hadde fem ganger høyere gjennomsnittlig kadmiumnivå sammenlignet med klokjøttprøvene fra Sotra, men alle klokjøttprøvene fra begge lokaliteter var godt under EU sin grenseverdi på 0,5 mg/kg v.v. (EU 2006).

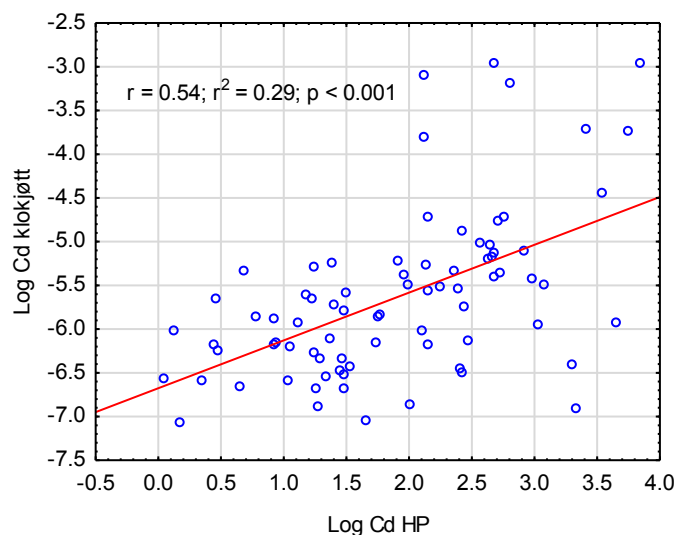
Kadmiumkonsentrasjonene i både HP og klokjøtt var signifikant høyere hos alle krabbene fra Senja sammenlignet med alle krabbene fra Sotra (figur 4-12A og C). Hunnkrabbene fra Sotra hadde noe høyere gjennomsnittlig kadmiumkonsentrasjon i HP og klokjøtt enn hannene fra Sotra, men det var ikke signifikante forskjeller mellom kjønnene (figur 4-12B og D). Krabbene fra Senja viste liten forskjell mellom kjønnene (tabell 4-4, figur 4-12B og D).

Kadmiuminnhold i HP ble beregnet ved å multiplisere kadmiumkonsentrasjonen med HP-vekten (formel 3-9), og viste samme trend som kadmiumkonsentrasjonen i HP og klokjøtt (figur 4-12E og F). Dette understøttes av PCA-analysen som viste god korrelasjon mellom kadmiumkonsentrasjonen i HP og kadmiuminnhold i HP (figur 4-1A). Kadmiuminnholdet i HP varierte fra 0,010 til 8,3 mg, der krabben med lavest kadmiuminnhold i HP kom fra Sotra og den med høyest fra Senja. Kadmiuminnholdet i HP var fire ganger og statistisk signifikant høyere for alle krabbene fra Senja sammenlignet med alle krabbene fra Sotra, med gjennomsnittlig kadmiuminnhold på henholdsvis 0,84 og 0,21 mg (figur 4-12E). Hunnkrabbene fra Sotra hadde et signifikant høyere kadmiuminnhold i HP sammenlignet med hannene fra Sotra (figur 4-12F), med gjennomsnittsverdier på 0,26 og 0,13 mg, mens krabbene fra Senja viste ikke signifikant forskjell mellom kjønnene (figur 4-12F).

Det var en signifikant positiv korrelasjon mellom kadmiumkonsentrasjonen i HP og klokjøtt for alle krabbene (figur 4-13). Det var imidlertid en stor spredning i resultatene, der noen med høye kadmiumkonsentrasjoner i HP hadde lave kadmiumkonsentrasjoner i klokjøtt og motsatt. Men ved høye kadmiumkonsentrasjon i HP vil sannsynligheten for at det også er høye kadmiumkonsentrasjoner i klokjøtt øke. PCA-analysen (figur 4-4A) viste også at kadmiumkonsentrasjonen i HP og klokjøtt var godt korrelert med hverandre.



Figur 4-12: A: Log kadmium konsentrasjon i hepatopankreas (HP) i krabber fra Sotra og Senja. B: Log kadmium konsentrasjon i hepatopankreas (HP) i hunn- og hannkrabber fra Sotra og Senja. C: Log kadmium konsentrasjon i klokkjøtt i krabber fra Sotra og Senja. D: Log kadmium konsentrasjon i klokkjøtt i hunn- og hannkrabber fra Sotra og Senja. E: Log kadmiuminnhold i hepatopankreas (HP) (formel 3-4) i krabber fra Sotra og Senja. F: Log kadmiuminnhold i hepatopankreas (HP) (formel 3-4) i hunn- og hannkrabber fra Sotra og Senja. a er signifikant ulik både b og c, og b er signifikant ulike både a og c. Boksplott viser gjennomsnitt \pm standardfeil, og 95 % konfidensintervall. Median og resultat av enveis variansanalyse (ANOVA) er også vist.



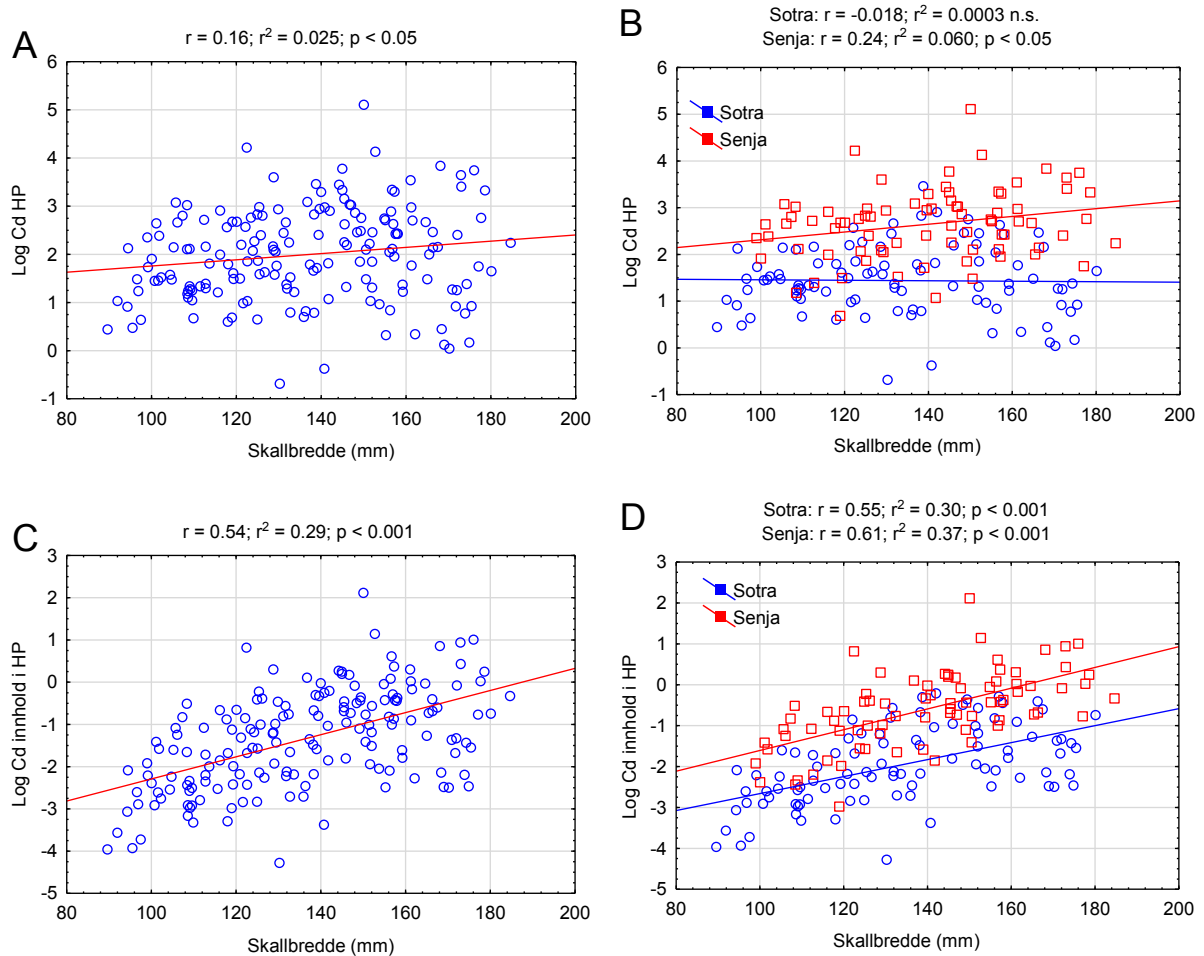
Figur 4-13: Log kadmiumkonsentrasjonen i klokjøtt plottet mot log kadmiumkonsentrasjonen i hepatopankreas (HP) for alle krabbene. Resultat av lineær korrelasjon er vist.

4.4.2 Kadmiumkonsentrasjon i taskekrabben relatert til størrelse

Det var liten sammenheng mellom kadmiumkonsentrasjonen i krabbe og krabbenes størrelse (figur 4-14A og B og 4-15). Størrelsen på krabbene ble målt i form av skallbredde og vekt av hel krabbe. Både PCA-analysen (figur 4-1A) og figur 4-7 viste at disse to størrelsesfaktorene var godt korrelert med hverandre. Det var samme mønster mellom de to størrelsesfaktorene når de ble sammenlignet med kadmiumkonsentrasjonen i HP og klokjøtt. Ifølge PCA-analysen var skallbredden til krabbene korrelert med kadmiumkonsentrasjonen i HP og klokjøtt og med kadmiuminnholdet i HP (figur 4-1A og 4-4A). Lineær korrelasjon viste en svært svak, men signifikant positiv sammenheng ($r^2=0,025$, $p<0,05$) mellom kadmiumkonsentrasjonen i HP og skallbredden for alle krabbene (figur 4-14A). Når de to lokalitetene ble undersøkt hver for seg, var det til dels ulike trender hos krabbene fra Sotra og Senja, der krabbene fra Senja viste en svak men signifikant positiv korrelasjon mellom kadmiumkonsentrasjonen i HP og skallbredde, mens krabbene fra Sotra viste ingen korrelasjon (figur 4-14B). Kadmiumkonsentrasjonen i HP hos krabbene fra Senja var gjennomsnittlig høyere enn hos krabbene fra Sotra ved alle størrelser.

Beregnet kadmiuminnhold i HP (kadmiumkonsentrasjon x HP-vekt) (formel 3-2) viste en bedre sammenheng med skallbredden enn kadmiumkonsentrasjonene (figur 4-14C og D). Det var en signifikant positiv korrelasjon ($r^2=0,29$, $p<0,001$) mellom beregnet kadmiuminnhold i HP og skallbredden for alle krabbene slått sammen (figur 4-14C). Når krabbene fra hver

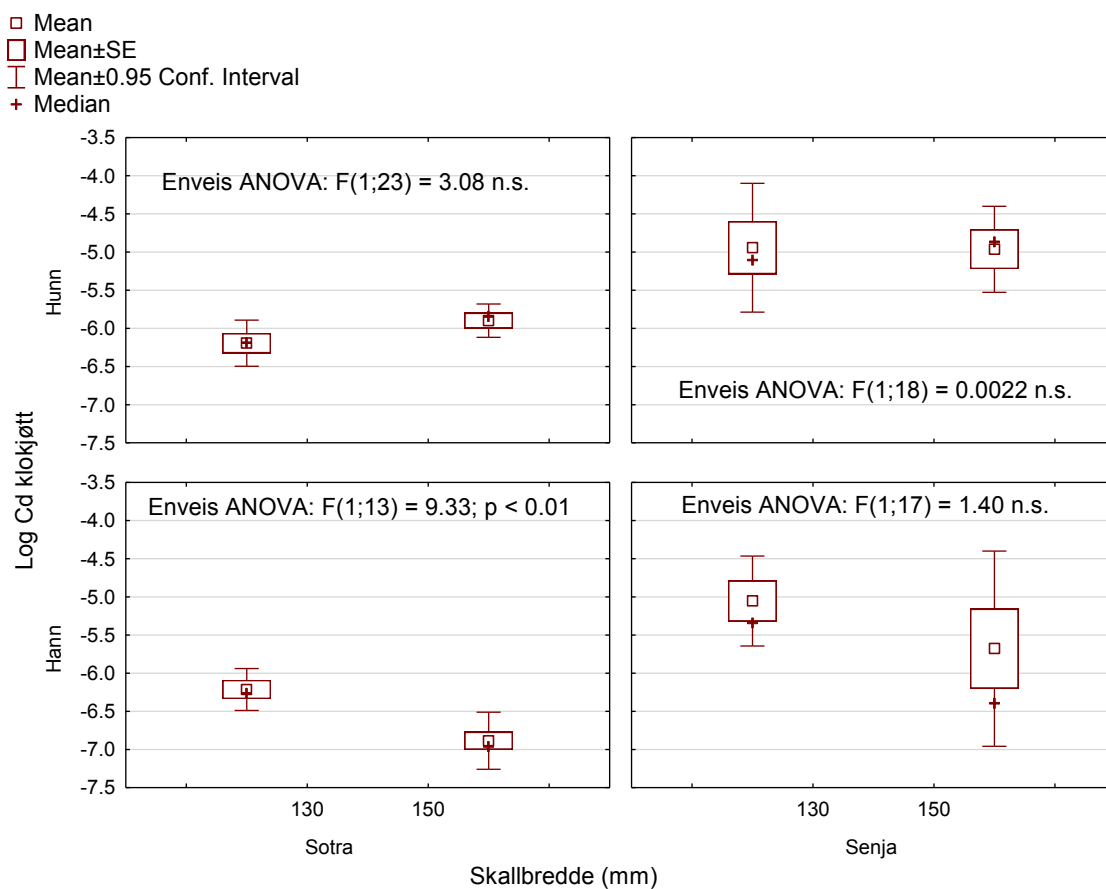
lokalitet ble undersøkt hver for seg viste begge lokalitetene en signifikant positiv korrelasjon mellom beregnet kadmiuminnhold i HP og skallbredde (figur 4-14D), der sammenhengene var litt bedre for krabbene fra Senja ($r^2=0,37$) enn for krabbene fra Sotra ($r^2=0,30$). Den totale kadmiummengden i krabbenes HP økte dermed med økende størrelse på krabbene, mens konsentrasjonen økte veldig lite eller ikke i det hele tatt.



Figur 4-14: A: Log kadmiumkonsentrasjonen i hepatopankreas (HP) plottet mot skallbredden (mm) for alle krabbene. B: Log kadmiumkonsentrasjonen i hepatopankreas (HP) plottet mot skallbredden (mm) hos krabber fra henholdsvis Sotra (blå sirkel) og Senja (rød firkant). C: Log kadmiuminnhold i hepatopankreas (HP) (formel 3-4) plottet mot skallbredde (mm) for alle krabbene. D: Log kadmiuminnhold i hepatopankreas (HP) (formel 3-4) plottet mot skallbredde (mm) hos krabber fra henholdsvis Sotra (blå sirkel) og Senja (rød firkant). Resultat av lineær korrelasjon er vist.

Det var også liten sammenheng mellom kadmiumkonsentrasjonene i klokjøttet og skallbredden til krabbene (figur 4-15). Her var det bare de 20 minste og 20 største krabbene fra begge lokaliteter som var analysert, og kategorisert i størrelsesgrupper på <130 mm og

>150 mm, og hvor gruppene ble sammenlignet med hverandre. Hannkrabbene fra Sotra var den eneste gruppen som viste en signifikant forskjell mellom de to størrelsesgruppene, hvor kadmiumkonsentrasjonen var lavest i de største krabbene (>150 mm). For hunnene fra Sotra var den gjennomsnittlige kadmiumkonsentrasjonen i klokjøtt høyest i de største krabbene (>150 mm), men forskjellen mellom gruppene her var ikke signifikant. Krabbene fra Senja viste ingen forskjell mellom de små og store krabbene i kadmiumkonsentrasjonen i klokjøtt, og de største hannkrabbene fra Senja viste særlig stor individuell variasjon i kadmiumkonsentrasjon.



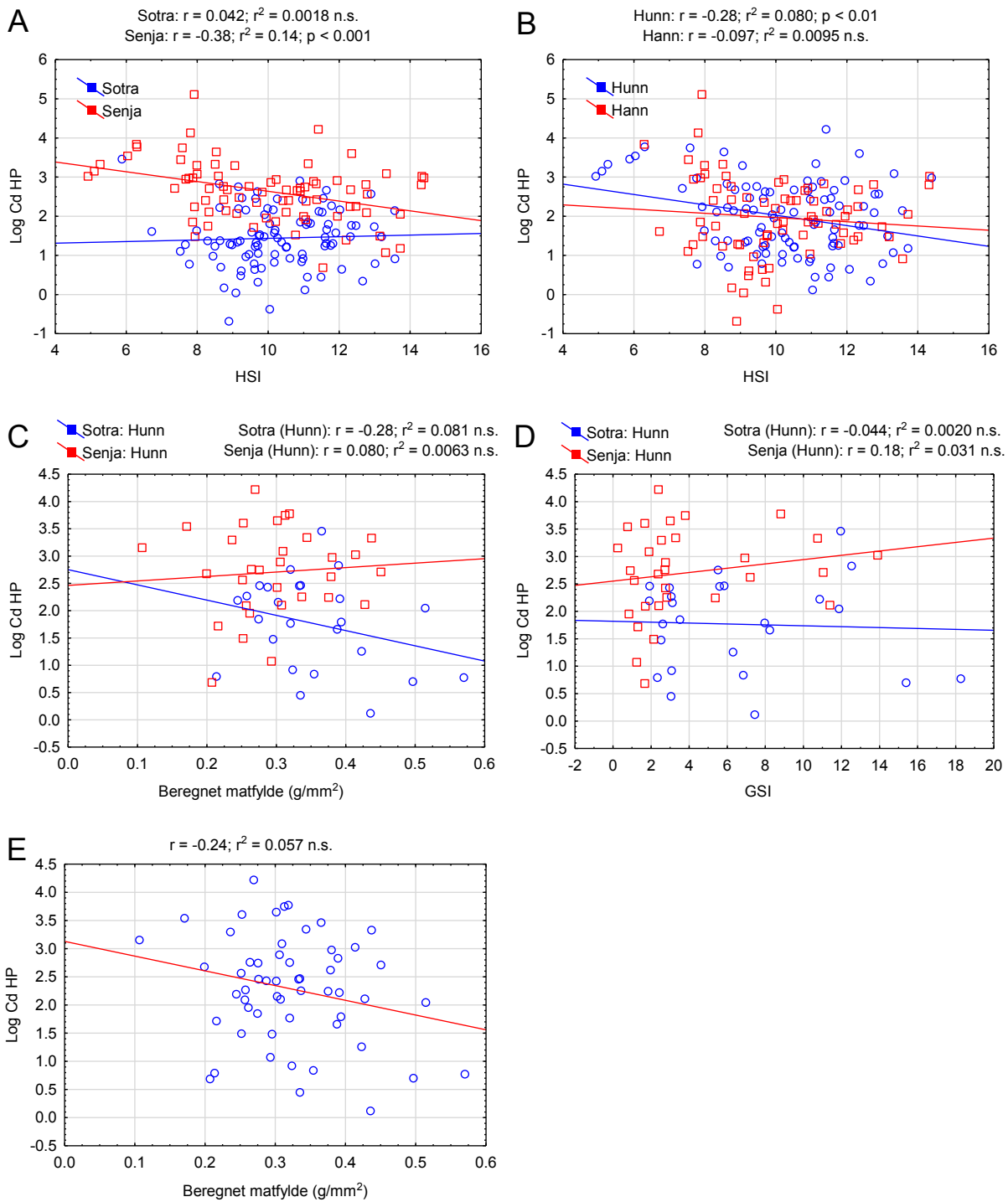
Figur 4-15: Log kadmiumkonsentrasjonen i klokjøtt plottet mot skallbredden (mm) kategorisert i små (<130 mm) og store (>150 mm) hunn- og hannkrabber fra Sotra og Senja. BoksploTT viser gjennomsnitt ± standardfeil, og 95 % konfidensintervall. Median og resultat av enveis variansanalyse (ANOVA) er også vist.

4.4.3 Kadmiumkonsentrasjon i taskekrabben relatert til matinnhold

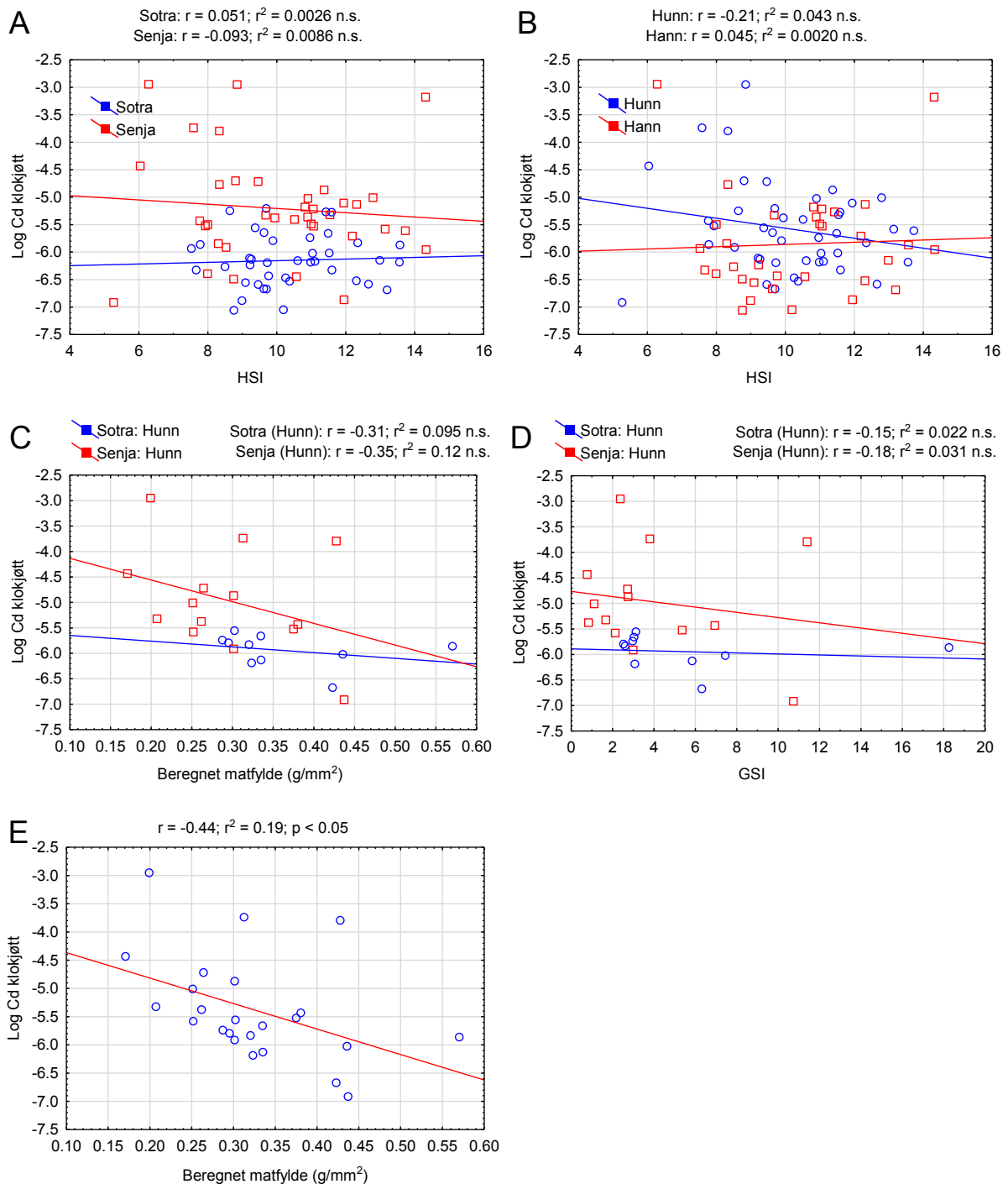
Det var liten sammenheng mellom kadmiumkonsentrasjonen i HP og klokjøtt med matinnholdet i krabbene (figur 4-16 og 4-17). Mål på matinnhold hos krabbene var beregnet matfylde (mengde gonade og HP i forhold til totalvekt), GSI (mengde gonade i forhold til total vekt) og HSI (mengde HP i forhold til totalvekt). Matfylde og GSI ble bare beregnet for modne hunnkrabber. Krabbene fra Senja viste en signifikant, men svak negativ korrelasjon mellom kadmiumkonsentrasjonen i HP og HSI ($r^2=0,14$, $p<0,001$), mens krabbene fra Sotra viste ingen sammenheng (figur 4-16A). Plottet viste at krabbene fra Senja hadde en gjennomsnittlig høyere kadmiumkonsentrasjon i HP enn krabbene fra Sotra uansett HSI, og at krabbene med lavest HSI var fra Senja og hadde forholdsvis høye kadmiumkonsentrasjoner. Videre viste hunnkrabbene (Senja + Sotra) en svært svak negativ signifikant korrelasjon mellom kadmiumkonsentrasjonen i HP og HSI ($r^2=0,08$, $p<0,01$), mens hannkrabbene ikke viste noen sammenheng (figur 4-16B).

De modne hunnkrabbene fra Sotra og Senja viste heller ikke noen signifikant sammenheng mellom kadmiumkonsentrasjonen i HP og den beregnede matfylde (figur 4-16C) og GSI (figur 4-16D). Det var stor spredning i kadmiumkonsentrasjon hos hunnkrabbene fra Senja med lav GSI, der noen av hunnkrabber hadde et høyt kadmiumnivå og en lav GSI. Når de modne hunnene fra begge lokalitetene var slått sammen var det en svak negativ trend mellom kadmiumkonsentrasjonen i HP og den beregnede matfylde, men denne trenden var ikke signifikant (figur 4-16E).

For klokjøtt var det ingen signifikant sammenheng mellom kadmiumkonsentrasjonen og HSI, matfylde eller GSI for hverken hunn- eller hannkrabbene fra Sotra og Senja (figur 4-17A, B, C, D). Når de modne hunnkrabbene fra begge lokalitetene var slått sammen, var det imidlertid en signifikant negativ korrelasjon ($r^2=0,19$, $p<0,05$) mellom kadmiumkonsentrasjonen i klokjøtt og den beregnede matfylde (figur 4-17E). Dette kan skyldes at konsentrasjonene var høyest i krabbene fra Senja samtidig som mange hadde forholdsvis lav matfylde (figur 4-11A, 4-17C).



Figur 4-16: A: Log kadmiumpkonsentrasjonen i hepatopankreas (HP) plottet mot hepatosomatisk indeks (HSI) (formel 3-1) for krabber fra Sotra (blå sirkel) og krabber fra Senja (rød firkant). B: Log kadmiumpkonsentrasjonen i hepatopankreas (HP) plottet mot hepatosomatisk indeks (HSI) (formel 3-1) for hunner (blå sirkel) og hanner (rød firkant). C: Log kadmiumpkonsentrasjonen i hepatopankreas (HP) plottet mot beregnet matfylde (g/mm^2) (formel 3-3) hos hunner fra Sotra (blå sirkel) og hunner fra Senja (rød firkant). D: Log kadmiumpkonsentrasjonen i hepatopankreas (HP) plottet mot gonadosomatisk indeks (GSI) (formel 3-4) hos hunner fra Sotra (blå sirkel) og hunner fra Senja (rød firkant). E: Log kadmiumpkonsentrasjonen i hepatopankreas (HP) plottet mot beregnet matfylde (g/mm^2) (formel 3-3) for alle hunnkrabbene. Resultat av lineær korrelasjon er vist.



Figur 4-17: A: Log kadmiumpkonsentrasjonen i klokjøtt plottet mot heptosomatisk indeks (HSI) (formel 3-1) for krabber fra Sotra (blå sirkel) og krabber fra Senja (rød firkant). B: Log kadmiumpkonsentrasjonen i klokjøtt plottet mot heptosomatisk indeks (HSI) (formel 3-1) for hunner (blå sirkel) og hanner (rød firkant). C: Log kadmiumpkonsentrasjonen i klokjøtt plottet mot beregnet matfylde (g/mm^2) (formel 3-3) hos hunner fra Sotra (blå sirkel) og hunner fra Senja (rød firkant). D: Log kadmiumpkonsentrasjonen i klokjøtt plottet mot gonadosomatisk indeks (GSI) (formel 3-4) hos hunner fra Sotra (blå sirkel) og hunner fra Senja (rød firkant). E: Log kadmiumpkonsentrasjonen i klokjøtt plottet mot beregnet matfylde (g/mm^2) (formel 3-3) for alle hunnkrabbene. Resultat av lineær korrelasjon er vist.

5 DISKUSJON

5.1 PRØVEMATERIALET OG METODE

5.1.1 Taskekrabben

Krabbene i denne oppgaven ble fisket ved Senja (Nord-Norge) og ved Sotra (Sør-Norge). Det ble fisket 80 krabber fra Senja (august=7, november=71 og desember=2) 2015, og 94 krabber fra Sotra (november-desember) 2015, totalt 174 krabber. Målet med denne masteroppgaven var å undersøke kadmiumkonsentrasjoner i taskekrabben fra en stasjon lengst mulig nord i landet (Senja) og fra en stasjon i Sør-Norge (Sotra), der et av målene var å undersøke hvordan størrelsen og alder på krabbene påvirker kadmiumkonsentrasjonen. Å bestemme alder til krabbe har ofte bestått av mindre direkte metoder som merking og gjenfangst (Woll 2005), fordi det har blitt antatt at hos skallskiftende krepsdyr vil alle individer miste de kalsifiserte vekstbåndstrukturene under skallskifte (Vogt 2012). Nyere forskning tyder på at det er mulig å aldersbestemme krepsdyr på en mer direkte metode (Kilada m.fl. 2012; Sheridan m.fl. 2015). Denne metoden er basert på at noen spesifikke kalsifiserte deler i øyestilken og magesekken i noen arter av tifotkreps beholdes ved skallskifte og kan brukes til å bestemme alder. I utgangspunktet var det meningen at denne masteroppgaven skulle sammenligne størrelse og alder på krabbene fra de to lokalitetene med kadmiumnivået. Gjennom et samarbeid med Havforskningsinstituttet var det meningen at vi skulle få aldersbestemme alle krabbene fisket i denne masteroppgaven, men grunnet uforutsette komplikasjoner med utførelse av metoden og tolkning av resultatene, var dette ikke mulig å gjennomføre innenfor tidsrammen til oppgaven.

Dermed ble hovedfokuset til oppgaven å se på hvordan størrelsen påvirker krabbens kadmiumkonsentrasjoner. For å få et større spenn i størrelse enn det som har blitt gjort i tidligere undersøkelser, der bare krabber av spisestørrelse har blitt undersøkt (Frantzen m.fl. 2011; Julshamn m.fl. 2012; Julshamn m.fl. 2013; Frantzen m.fl. 2015), ble det brukt teiner med lukkede fluktåpninger for å forhindre at de minste krabbene slapp ut igjen. Det ble fisket krabbe ned i 90 mm skallbredde, men mindre enn det var det ikke mulig å fange med denne metoden. For å fange krabber av en mindre størrelse må evt. andre metoder benyttes.

Krabbene ble fisket i samme område innenfor hver av de to lokalitetene. For et mest mulig likt prøveutvalg og redusere en eventuell effekt av årstid på resultatene, burde krabbene fra de to lokalitetene vært utført i samme periode. På grunn av få små og store krabber fra Senja i november 2015 ble det imidlertid bestemt å bruke noen få krabbepøver fra august (n=7) og desember (n=2) 2015 for å øke prøveutvalget. Dette kunne muligens ha hatt en innvirkning på resultatene i forhold til årstidsvariasjoner, da kadmiumkonsentrasjoner kan variere med årstiden (Julshamn 1981; Barrento m.fl. 2009a), men det ble observert liten forskjell på de fysiske parameterne eller kadmiumnivå mellom krabbene fra august og desember sammenlignet med krabbene fra november (vedlegg III).

Det ble fokusert på å få et så bredt som mulig prøveutvalg i de ulike skallbreddestørrelsene. Det ble satt fire skallbreddeklasser (90-110, 110-130, 130-150, 150-170 mm) hvor det var et ønske om minst 20 krabber i hver klasse fra hver lokalitet. Dette ble oppfylt for alle klassene ved begge lokalitetene, utenom for klasse 90-110 der det bare ble fisket 11 krabber fra Senja (22 fra Sotra). I tillegg var det én krabbe på mindre enn 90 cm og 17 krabber som var større enn 170 mm (9 krabber fra Sotra og 8 krabber fra Senja). Det var også et mål å få en så jevn som mulig fordeling av kjønnene i de ulike størrelsesklassene, fordi kjønn er vist å kunne ha betydning for kadmiumkonsentrasjon (Barrento m.fl. 2009a), men dette var vanskelig å oppnå. Fra Sotra ble det fisket flere hunnkrabber (63 %) enn hannkrabber, mens fra Senja var det en jevnere fordeling mellom kjønnene, hvor 49 % av krabbene var hunnkrabber. Hunnkrabbene dominerte generelt i de største størrelsesklassene mens hannkrabbene dominerte i de mindre størrelsesklassene fra begge lokalitetene, slik at det særlig ved Sotra ble betydelig større gjennomsnittlig størrelse på hunnene enn hannene. Dette hadde en innvirkning på resultatene når kjønnene ble sammenlignet med hverandre, på den måten at det kunne være vanskelig å si om forskjeller skyldtes kjønn eller størrelse. Det ideelle ville være å ha en helt lik fordeling mellom kjønnene og et eksakt likt antall krabber i hver gruppe, men vi var avhengig av det fiskerne fikk i teinene innenfor den gitte tidsrammen.

Ellers var prøveutvalget mellom de to lokalitetene ganske likt med hensyn til tilstanden til krabbene. De fleste krabbene hadde middels til hardt skall (2 % vasskrabber fra Sotra og 18 % vasskrabber fra Senja) (vedlegg I: figur 9-3), lite svarte flekker og påvekster, og de fleste krabbene hadde en god til svært god visuell matfylde (88 % av krabbene fra Sotra og 81 % av krabbene fra Senja) (vedlegg I: figur 9-2). Videre hadde de fleste krabbene intakte klør hvor 14 % av krabbene fra Senja og 7 % av krabbene fra Sotra hadde mistet én klo eller hadde en miniklo, og bare én krabbe fra Sotra hadde mistet begge. I denne oppgaven var målet å få et

så bredt som mulig prøveutvalg slik at resultatene fra denne oppgaven vil ikke være representative for krabber som ville ha blitt fisket til vanlig kommersielt fiske.

5.1.2 Opparbeiding og analyse av prøvematerialet

I denne oppgaven ble iCapQ ICP-MS benyttet for å analysere prøvematerialet etter våtoppslutning i mikrobølgeovn eller UltraWave mikrobølgeovn, etter en ICP-MS metode beskrevet i Julshamn m.fl. (2007). Denne metoden anses som en robust metode så lenge prøvematerialet blir brutt ned til en klar løsning med en fullstendig oppslutning av det biologiske materialet (NIFES 2016b). Metodens måleusikkerhet var vurdert ut ifra intern reproduserbarhet, kontrollkort (SRM) og deltagelse i ringtester (SLP). For kadmium var usikkerheten til metoden satt til 20 % i et bestemt måleområde, og måleusikkerheten inkluderte alle prosesser fra opparbeiding av prøve til selve målingen.

Av faktorer som bidro til måleusikkerheten var den viktigste homogenisering av prøvematerialet. Hepatopankreas, som består av fordøyelseskjertler som absorberer og lagrer ulike komponenter som glykogen, fett og kalsium (van der Meeren m.fl. 2008), er et særlig lite homogent prøvemateriale (egne observasjoner). I denne oppgaven ble derfor hepatopankreasprøvene først homogenisert med stavmikser før de ble frysetørket og deretter homogenisert på nytt. Klokjøttprøvene ble bare homogenisert i én omgang da klokjøtt er et mer homogent materiale enn hepatopankreas. Klokjøttprøvene ble ved noen tilfeller ytterligere homogenisert etter frysetørring ved bruk av mortel når det var mistanke om dårlig homogenisering. Selv om prøvematerialet ble grundig homogenisert, kan det likevel ha forekommet ujevnheter i fordelingen av kadmium, særlig for hepatopankreas, noe som kan øke variasjonen til prøvene og måleusikkerheten til analysesvarene.

For å begrense arbeidsmengden ble det bare tatt én måling av hver prøve. Dette kan ha økt den tilfeldige variasjonen, fordi det kan se ut som om kadmium i hepatopankreas ikke alltid er jevnt fordelt, og muligens kan det være vanskelig å homogenisere hepatopankreasprøvene godt nok. Dette ble observert ved noen få tilfeldige prøver som ble reanalysert på grunn av unormalt lave eller høye kadmiumkonsentrasjoner. Et gjennomsnitt av to eller flere parallelle prøver fra hver krabbe kunne ha gitt mer representativt resultat for kadmiumkonsentrasjonene og gitt mindre spredning i dataene.

Andre faktorer som kunne bidra middels til usikkerheten til metoden var kalibrering av instrumentet og den eksterne standardkurven (NIFES 2016b). For å kalibrere ble det ved oppstart av instrumentet først kjørt en tuningløsning som kontrollerte responsen til metoden (NIFES 2016d). Denne løsningen ble her godkjent og standardløsninger ble videre analysert. Standardkurven for hvert element ble kontrollert, der korrelasjonsfaktoren (r^2) for de ulike kurvene skulle være $>0,995$ for å kunne godkjennes. Alle standardkurvene ble også godkjent og kontrollmaterialet (SRM) ble analysert. SRM ble kontrollert og godkjent, og prøveløsningen ble analysert. Dette tilsier at kalibreringen av instrumentet og de eksterne standardkurvene vil ha liten påvirkning på måleusikkerheten. Ytterligere faktorer som kunne bidra i liten grad til prøveusikkerheten var frysetørking, innveining, blindprøver og overføring til sentrifugerør (NIFES 2016b), men det er også lite her som tilsier at disse skulle ha hatt en stor påvirkning på måleusikkerheten.

For å kontrollere metodens riktighet og presisjon ble det analysert to SRM som hadde en lignende matriks til prøvematerialet, i dette tilfellet østervev (OT) og hummerhepatopankreas (Tort3). I denne oppgaven ble elementene arsen, selen, kadmium, kvikksølv og bly analysert. For disse elementene lå alle verdiene innenfor alarmgrensen ($\pm 2SD$), unntatt én verdi for arsen (OT) og én verdi for kadmium (OT). Disse verdiene lå utenfor alarmgrensen men innenfor aksjonsgrensen ($\pm 3SD$) og ble dermed godkjent. Hvis det hadde vært to påfølgende analyseresultat fra kontrollprøven som falt utenfor alarmgrensen, ville tiltak blitt vurdert.

Som nevnt tidligere var det noen avvikende verdier, unormalt høye og lave hepatopankreasverdier, som ble reanalysert. Ved å reanalysere prøvene ble det oppdaget store forskjeller mellom noen av parallellene som muligens kan skyldes at rå hepatopankreas kan være vanskelig å få ordentlig homogent, slik at det vil forekomme en ujevn fordeling av kadmium i prøvematerialet. En unormalt lav kadmiumverdi fra Senja på $0,024 \text{ mg/kg v.v.}$ ble reanalysert, men skilte seg fremdeles såpass mye fra de andre verdiene at den ble ansett som en «uteligger» og ble ikke tatt med i figurer og statistiske beregninger i oppgaven fordi den økte variansen til gruppen betraktelig. Selv uten denne «utelligerverdien» var det store individuelle forskjeller i kadmiumkonsentrasjon hos krabbene fra både Sotra og Senja, men krabbene fra Senja varierte i større grad enn krabbene fra Sotra.

De biologiske variasjonene kan være uregelmessige og det kan dermed være vanskelig å vurdere om variasjonene i resultatene stammer fra analytisk eller biologisk variasjon. Ut i fra kontrollorganene i den analytiske metoden vil den analytiske variasjonen i denne oppgaven antas å være tilnærmet 20 %, som var satt for metoden. Den biologiske variasjonen og den

variasjonen som skyldes at prøvematerialet muligens ikke var 100 % homogent kan føre til en høyere total variasjon i prøvesvarene.

5.1.3 Statistiske metoder

Prinsippal komponent analyse- (PCA) plottene beskrev generelt 50-60 % av variasjonen og ble dermed ikke vektlagt for høyt ved vurdering av resultatene. Videre hadde flere av parameterne som ble plottet svært ulik varians, som kan føre til en økt usikkerhet til PCA-analysen. Dermed har PCA-plottene i denne oppgaven hovedsakelig blitt benyttet til å få en oversikt over resultatene og til å underbygge de, samt danne grunnlag for øvrige statistiske analyser.

5.2 KADMIUMKONSENTRASJON I TASKEKRABBEN

5.2.1 Kadmiumnivåer i Nord-Norge og Sør-Norge

Resultatene i denne oppgaven underbygger det de tidligere studiene har funnet om høye kadmiumkonsentrasjoner i Nord-Norge, der krabbene fra Senja hadde et gjennomsnittlig kadmiumnivå på mer enn tre ganger så høyt i hepatopankreas (19 ± 21 mg/kg v.v.) sammenlignet med krabbene fra Sotra ($5,6 \pm 4,7$ mg/kg v.v.). Klokjøttprøvene fra Senja hadde fem ganger høyere kadmiumnivå ($0,011 \pm 0,014$ mg/kg v.v.) sammenlignet med krabbene fra Sotra ($0,002 \pm 0,001$ mg/kg v.v.).

Resultatene viste at de høye kadmiumnivåene i Nord-Norge strekker seg enda lengre nordover enn det som tidligere er vist, da det tidligere er målt høye nivåer til og med Vesterålen (Julshamn m.fl. 2013; Frantzen m.fl. 2015). Klokjøttprøvene fra begge lokaliteter var alle likevel godt under EU sin grenseverdi for omsetning på 0,5 mg/kg v.v. (EU 2006), der den høyeste klokjøttprøven var fra Senja på 0,053 mg/kg v.v. For hepatopankreas er det ikke satt en øvre grenseverdi.

Det var store individuelle forskjeller i kadmiumkonsentrasjon hos krabbene fra både Sotra og Senja, der krabbene fra Sotra varierte fra 0,50 til 32 mg/kg v.v. i hepatopankreas mens krabbene fra Senja varierte fra 2,0 (0,024) til 170 mg/kg v.v. Krabbene fra Senja viste større

variasjon enn krabbene fra Sotra, noe som kan skyldes biologiske variasjoner, som mattilgang, temperatur, metabolisme og genetiske faktorer, og den analytiske måleusikkerheten på 20 %.

Kadmiumkonsentrasjonen i taskekrabben er kjent å være forhøyet i Nord-Norge, fra Saltfjorden til og med Vesterålen, sammenlignet med krabber fra Sør-Norge fra en rekke publiserte rapporter (Frantzen m.fl. 2011; Julshamn m.fl. 2012; Julshamn m.fl. 2013; Frantzen m.fl. 2015). Frantzen m.fl. (2011) fant kadmiumkonsentrasjoner opptil 1,1 mg/kg v.v. i klokjøtt og 19 mg/kg v.v. i hepatopankreas i Saltenområdet, og Julshamn m.fl. (2012) fant kadmiumkonsentrasjoner opptil 1,3 mg/kg v.v. i klokjøtt og 25 mg/kg i brunmat nord for Saltfjorden. Sør for Saltfjorden lå konsentrasjonene i klokjøtt opptil 0,28 mg/kg v.v. og i brunmat 4,8 mg/kg v.v. Kadmiumverdiene funnet i hepatopankreas fra Senja var høyere enn de som tidligere har blitt funnet i brunmat av krabbe fisket fra Salten til og med Vesterålen, mens kadmiumverdiene i klokjøtt var lavere. Det samme var tilfelle for kadmiumverdiene funnet i hepatopankreas og klokjøtt fra Sotra sammenlignet med tidligere undersøkelser fra Sør for Saltfjorden.

I de tidligere undersøkelsene av kadmiumkonsentrasjoner i taskekrabbe ble krabbene først fryst og deretter kokt som hele krabber før de ble analysert. Nyere forskning viser at kadmium fra hepatopankreas overføres til klokjøtt ved frysing, tining og koking av hel krabbe (Wiech m.fl. 2017), noe som har påvirket resultatene i de tidligere undersøkelsene slik at kadmiumkonsentrasjonen i klokjøtt ble høyere mens brunmatkonsentrasjonen ble noe lavere enn de ville ha vært om krabbene var ferske. I denne oppgaven var resultatene basert på ferske, rå krabber slik at resultatene dermed ikke er helt sammenlignbare med de tidligere undersøkelsene som var basert på fryste og kokte krabber. I denne oppgaven ble dessuten hepatopankreas analysert mens i de tidligere rapportene har brunmat blitt analysert, noe som også gjør det problematisk å sammenligne kadmiumverdiene med hverandre. Da det ble besluttet å bruke ferske, rå krabber var det forventet at kadmiumkonsentrasjonene i hepatopankreas ville være høyere enn det som tidligere har blitt funnet i brunmat og at konsentrasjonene i klokjøtt ville være lavere, noe som stemmer godt overens med resultatene fra denne oppgaven.

Det ble også funnet en sammenheng mellom kadmiumkonsentrasjonen i hepatopankreas og klokjøtt (figur 4-13), noe som indikerer at krabber med en høy kadmiumkonsentrasjon i hepatopankreas også kan ha en forholdsvis høy kadmiumkonsentrasjon i klokjøtt. Denne sammenhengen har også blitt funnet tidligere av blant annet Julshamn m.fl. (2012) og

Frantzen m.fl. (2015) hvor de fant en signifikant positiv sammenheng mellom kadmiumkonsentrasjonen i brunmat og klokjøtt, men da var det et tydelig resultat av overføringen under frysing, tining og koking. Denne oppgaven viste at det var en sammenheng mellom kadmiumnivået i klokjøtt og hepatopankreas, selv uten frysing og koking, men at nivåene i klokjøtt aldri var så høye at de oversteg grenseverdien.

Kadmiumkonsentrasjonene målt i taskekrabben ved Senja i denne oppgaven er også funnet i andre områder med tilsvarende nivåer, spesielt i området rundt Storbritannia (Overnell og Trehwella 1979; Falconer m.fl. 1986; Barrento m.fl. 2009b; Noël m.fl. 2011). Overnell og Trehwella (1979) målte kadmiumverdier opp til 50 mg/kg v.v. i krabbe hepatopankreas i området Orknøyene og Shetland, og Barrento m.fl. (2009b) målte høye kadmiumverdier i hepatopankreas hos taskekrabben rundt kysten av Skottland og den Engelske kanal, der de fant høyere gjennomsnittsverdier i taskekrabben rundt kysten av Skottland (30 mg/kg v.v. i hannkrabber og 21 mg/kg v.v. i hunnkrabber) sammenlignet med taskekrabben fra den Engelske kanal (17 mg/kg v.v. i hannkrabber og 12 mg/kg v.v. i hunnkrabber).

Andre marine organismer som plankton, snegler, skjell og fisk er også kjent for å akkumulere kadmium (Engel og Fowler 1979; Frazier 1979; Simpson 1981; Julshamn m.fl. 2008; Julshamn m.fl. 2013). Høye kadmiumkonsentrasjoner er også funnet i andre krepsdyr (Simpson 1981; Mouneyrac m.fl. 2001; Chen m.fl. 2005; Reed m.fl. 2010; Noël m.fl. 2011), der Noël m.fl. (2011) fant høye gjennomsnittlige kadmiumverdier i hummer (2,32 mg/kg v.v.) og edderkoppkrabbe (1,74 mg/kg v.v.) fisket i Nord-Vest Frankrike. Det er kjent at kadmium akkumulering er et problem hos flere krepsdyr og ikke bare hos taskekrabben, men det som er så spesielt med taskekrabben er at hepatopankreas blir spist av mange mennesker, mens dette ofte er en del som fjernes fra andre dyr før man spiser det.

Hypotesen som var utgangspunktet for denne masteroppgaven var om de høye kadmiumkonsentrasjonene i krabbe fra Nord-Norge kunne være knyttet til krabbens biologi, om kadmiuminnholdet i taskekrabben kan være relatert til størrelse og alder til krabben. Hypotesen går ut på at krabbene i Nord-Norge utsettes for et kaldere klima og kortere sesong med aktivt matopptak enn krabbene i Sør-Norge, noe som fører til at krabbene i nord skifter skall sjeldnere og vokser dermed saktere enn krabbene fra Sør-Norge. Sheehy og Prior (2005) fant at levetiden til taskekrabben varierte invers med temperaturen, slik at krabber i kaldere omgivelser ville ha en lengre levealder enn krabber fra varmere miljø. Dette kan indikere at krabbene fra Nord-Norge også vil ha en lengre levealder enn krabbene fra sør. Hvis dette er tilfellet, kan krabber fra Nord-Norge være mye eldre enn krabber fra Sør-Norge med lik

skallbredde. Hvis krabbene fra Nord-Norge er mye eldre enn krabbene fra Sør-Norge ved samme størrelse, vil krabbene fra Nord-Norge ha hatt en mye lengre tid på å akkumulere kadmium. Dette kan muligens forklare den store forskjellen i kadmiumkonsentrasjoner i krabbe fra nord og sør.

5.2.2 Sammenhengen mellom kadmium og størrelse

I denne oppgaven ble det registrert størrelse (skallbredde og vekt av hel krabbe), i tillegg til flere ulike biologiske og fysiske parametre som bredde på haleklaff, størrelse på klo, vekt av hel klo, klokjøttvekt, skallskiftestadiet, svarte flekker, påvekster, visuell matfylde, hepatopankreas tetthet og utseende, hepatopankreas-vekt, gonade-vekt og visuell gonademodningsgrad for å undersøke om noen av disse faktorene kunne bidra til å forklare forskjellene hos krabbe mellom nord og sør. Det var meningen av krabbene skulle aldersbestemmes, men som nevnt var dette ikke mulig å gjennomføre på dette tidspunktet. Dermed ble et av hovedmålene med denne oppgaven å undersøke om kadmiumkonsentrasjonen i taskekrabben hadde en sammenheng med størrelsen til krabbene. Ved å ha et stort spenn i størrelse på krabbene (90 til 180 mm) skulle man forvente at dersom kadmium akkumulerer med økende alder, skulle man se en viss økning i kadmiumkonsentrasjon ved økende størrelse. Det ble imidlertid funnet liten sammenheng mellom kadmiumkonsentrasjonen i hepatopankreas og klokjøtt med skallbredden til krabbene i denne oppgaven (figur 4-14 og 4-15), selv om PCA-analysen antydte at skallbredde og kadmiumkonsentrasjonen i hepatopankreas og klokjøtt var korrelert med hverandre, der kadmiumkonsentrasjonen i hepatopankreas var litt bedre korrelert med skallbredden enn klokjøtt.

Skallbredde og vekt av hel krabbe ble benyttet for å beskrive størrelsen til krabbene. PCA-analysen viste at størrelsen til krabbene var korrelert med flere parametre som hepatopankreas (HP)-vekt, bredde på haleklaff for hunnkrabbene, størrelse på klo (chela-høyde og -lengde) for hannkrabbene, vekt av hel klo og klokjøtt-vekt.

Krabbene fra Senja hadde gjennomsnittlig større skallbredde og var tyngre enn krabbene fra Sotra (figur 4-5A, 4-6A). Gjennomsnittlig større krabber fra Senja enn fra Sotra skyldes i hovedsak at hannene fra Sotra var relativt små, og det var også liten forskjell i størrelse mellom hunnene fra de to områdene. En viss korrelasjon i PCA-analysen mellom størrelse og

kadmiumkonsentrasjon kan skyldes at disse forholdsvis små hannene fra Sotra alle hadde relativt lave kadmiumkonsentrasjoner, fordi de var fra Sotra og ikke fra Senja. Mengden hepatopankreas og klokjøtt i krabbene viste en god sammenheng med krabben sin størrelse, og viste samme variasjon som skallbredde og vekt av hel krabbe. Krabbene fra Senja hadde gjennomsnittlig mer hepatopankreas og klokjøtt en krabbene fra Sotra. Dette gjenspeiler det som tidligere ble observert for skallbredde og vekt av hel krabbe, der hannene fra Sotra, som var relativt små i forhold til hunnene, muligens trakk ned gjennomsnittet. At krabbene fra Senja hadde høyere klokjøtt-vekt skyldes i hovedsak hannene fra Senja, der hannene hadde større klør og en gjennomsnittlig høyere klokjøtt-vekt enn de andre krabbene, men det var store variasjoner innad i gruppen. Hunnkrabbene fra Senja var ikke forskjellig fra hunnene og hannene fra Sotra i forhold til klokjøtt-vekt. Dette skyldes mest sannsynlig at hannkrabber som regel har de største klørne (Woll 2005). Hannene fra Sotra var som nevnt relativt små, og hadde mindre klør enn hannene fra Senja, som igjen førte til en lavere gjennomsnittlig klokjøtt-vekt hos krabbene fra Sotra.

Ved lineær korrelasjon var det bare krabbene fra Senja (hunner og hanner slått sammen) som viste en positiv korrelasjon mellom kadmiumkonsentrasjonen i hepatopankreas og skallbredden til krabbene, men korrelasjonen var svært svak. For klokjøttprøvene var det bare hannene fra Sotra som viste en signifikant forskjell mellom de små (< 130 mm) og store (> 150 mm) krabbene, der de store krabbene faktisk viste en lavere kadmiumkonsentrasjon sammenlignet med de små krabbene. Det er dermed svært lite i disse dataene som tyder på at kadmiumkonsentrasjonen i hepatopankreas og klokjøtt øker med alderen til taskekrabben, dersom alderen henger sammen med størrelsen. Disse resultatene strider litt imot tidligere resultat fra Julshamn m.fl. (2012) der det ble funnet en positiv og signifikant sammenheng mellom kadmiumkonsentrasjonen i brunmat og krabbens vekt for begge kjønn, mens for kadmiumkonsentrasjonen i klokjøtt var det bare en signifikant positiv korrelasjon for hunnkrabbene. I denne oppgaven ble det funnet at skallbredde og vekt av hel krabbe var godt korrelert og viste samme variasjon. Det var dermed antatt at kadmiumkonsentrasjoner i hepatopankreas og klokjøtt ville vise den samme sammenhengen med skallbredden som Julshamn m.fl. (2012) viste med vekt av krabbe. Vekt av hel krabbe er i utgangspunktet et mer usikkert mål på størrelsen til krabben enn skallbredden fordi det ikke tas forbehold om eventuelt manglende klør og/eller føtter som fører til en større usikkerhet i vekten til krabbene. Sammenhengen som Julshamn m.fl. (2012) fant mellom kadmiumkonsentrasjon og vekt av krabbe var imidlertid generelt svak, noe som kan tyde på at

kadmiumkonsentrasjonen i krabbe har liten sammenheng med størrelsen til krabben. I studien av Julshamn m.fl. (2012) ble det tatt krabber langs hele norskekysten, der krabbene var mindre i sør enn i nord, noe som kan forklare korrelasjonen mellom vekt av krabbe og kadmiumnivå.

Beregnet total mengde kadmiuminnhold i hepatopankreas (HP) (Cd-konsentrasjon x HP-vekt) viste en bedre sammenheng med skallbredden til krabben (figur 4-14). Det var en signifikant positiv korrelasjon mellom beregnet kadmiuminnhold i HP og skallbredden for alle krabbene slått sammen, og for hunner og hanner slått sammen fra hver lokalitet. Sammenhengen var litt bedre for krabbene fra Senja enn for krabbene fra Sotra. Dette viser at den totale mengden kadmium i hepatopankreas økte med økende størrelse, samtidig som at kadmiumkonsentrasjonen ikke økte med økende størrelse. Dette kan indikere at kadmiummengden faktisk øker med størrelse og trolig også alder, men siden krabbene vokser seg større og får mer hepatopankreas vil det føre til en fortynning av kadmium.

For å undersøke sammenhengen mellom størrelse og kadmiumnivå grundigere kunne det vært et ønske om enda flere mindre krabber. Det er mulig at mindre krabber ville ha gitt en bedre sammenheng med kadmiumnivået siden det er antatt å være mindre variasjoner i alder jo mindre krabbene er. Som nevnt tidligere var det en utfordring å få tak i de minste krabbene, og andre alternative metoder for fangst av umodne krabber må i så fall vurderes.

5.2.3 Sammenhengen mellom kadmium og matinnhold

Det ble funnet liten sammenheng mellom kadmiumkonsentrasjonene i hepatopankreas og klokjøtt med matinnholdet i krabbene (figur 4-16 og 4-17). I denne oppgaven ble matinnholdet i krabbene vurdert ut ifra beregnet matfylde (formel 3-3), visuell matfylde, gonadosomatisk indeks (GSI) (formel 3-4) og heptosomatisk indeks (HSI) (formel 3-1). PCA-analysen viste at beregnet matfylde, GSI og visuell matfylde var korrelert, mens HSI var dårlig korrelert med de øvrige parameterne. Beregnet matfylde og GSI var bare beregnet for modne hunnkrabber fordi vekt av gonade bare ble dokumentert for hunnene, mens HSI ble beregnet for alle krabbene i oppgaven.

Krabbene fra Sotra og Senja viste liten forskjell i HSI. Dette var forventet siden krabbene fra Senja hadde mer hepatopankreas og var generelt større, noe som vil utjevne forskjellene. Videre viste krabbene fra Senja slått sammen en svak negativ sammenheng mellom

kadmiumkonsentrasjonen i hepatopankreas og HSI, og hunnkrabbene fra begge lokaliteter slått sammen viste også en svak negativ sammenheng. Disse resultatene indikerer at høyere HSI fører til lavere kadmiumnivå, som kan være et resultat av at kadmiumkonsentrasjonen i hepatopankreas blir fortynnet når krabben har en bedre matfylde, mer hepatopankreas. Dette underbygger det som tidligere ble observert ved å sammenligne kadmiuminnholdet i HP med størrelsen til krabben, der kadmiuminnholdet økte med størrelsen selv om konsentrasjonen ikke gjorde det.

HSI ble beregnet ved å dele HP-vekten på totalvekten til krabben, slik at ved høy HP-vekt og lav totalvekt ville det tilsvare en god matfylde og en høy HSI-verdi. Hos hannkrabber består innmaten hovedsakelig av hepatopankreas, fordi gonadene utgjør lite i volum, slik at HSI vil være et bra mål for matfylde. Hos hunnkrabbene ble imidlertid HSI funnet til å være et dårlig mål på matfylde fordi hunnkrabber med mye gonade (innrogn) hadde en lavere HP-vekt, noe som ville føre til en lavere beregnet HSI og indikere en dårligere matfylde hos hunnkrabbene enn det som egentlig var tilfellet. For modne hunnkrabber ble dermed beregnet matfylde og GSI funnet til å være et bedre mål på matfylde til krabbene ved en generell kvalitetsvurdering.

Matfylde ble beregnet ut i fra HP-vekt, gonade-vekt og skallbredde, mens GSI ble beregnet fra gonade-vekt og totalvekten til krabbe. Hunnkrabbene fra Sotra hadde gjennomsnittlig mer gonade enn hunnene fra Senja (ikke signifikant) (figur 4-10A), selv om hunnkrabbene fra Senja hadde mer hepatopankreas og var noe større enn hunnene fra Sotra. Ved å ta hensyn til størrelsen til hunnkrabbene, ble det funnet at hunnkrabbene fra Sotra hadde signifikant høyere GSI og beregnet matfylde enn hunnene fra Senja. Dette betyr at hunnkrabbene fra Sotra hadde bedre matfylde på grunn av mer innrogn i forhold til kroppsstørrelse enn hunnkrabbene fra Senja. Matinnholdet hos hunnkrabbene og hannkrabbene skilte seg dermed fra hverandre, ved at det for hunnene ble observert forskjeller i matfylde mellom nord og sør, mens det for hannene var liten forskjell. Som nevnt skyldes forskjellen i matfylde mellom hunnkrabbene fra nord og sør mengden innrogn og ikke mengden hepatopankreas.

At hunnkrabbene fra Sotra hadde mer innrogn kan muligens skyldes ulik mattilgang for de to lokalitetene, generelle lokalitetsforskjeller og/eller årstidsvariasjoner mellom nord og sør som kan ha ført til at krabbene fra Sotra kan ha kommet lengre i deres gytesyklus og dermed ha mer moden innrogn enn hunnkrabbene fra Senja. Den visuelle gonademodningsgraden ble også vurdert for alle krabbene (hunner og hanner) og den viste liten forskjell i gonademodningsgrad mellom de to lokalitetene (figur 4-10). Den visuelle

gonademodningsgraden sier noe om hvor i gytesyklusen hunnkrabbene var og hvor modne krabbene var. Det at GSI og den visuelle gonademodningsgraden ikke var korrelert kan indikere at økt mengde gonade hos krabbene fra Sotra ikke skyldes hvor de er i gytesyklusen, men forskjeller i fekunditet (antall egg produsert), der hunnkrabbene fra Sotra hadde større fekunditet enn hunnkrabbene fra Senja. Fekunditet kan igjen ha blitt påvirket av tilgangen på mat, temperatur og lengde på sesongen blant annet (Jiménez-Melero m.fl. 2012). En studie av Woll m.fl. (2006b) viste at matinntaket hos taskekrabben økte med økende temperatur, som kan indikere at krabbene fra Sotra spiser mer enn krabbene fra Senja som dermed kan gi mer energi til større produksjon av egg for hunnkrabbene fra Sotra enn de fra Senja.

De modne hunnkrabbene fra Sotra og Senja viste liten sammenheng mellom kadmiumkonsentrasjonen i hepatopankreas og klokjøtt med den beregnede matfylde og GSI. Ved å slå sammen de modne hunnene fra begge lokalitetene ble det imidlertid observert en svak negativ trend mellom kadmiumkonsentrasjonen i hepatopankreas og den beregnede matfylde, og en litt sterkere negativ signifikant sammenheng mellom kadmiumkonsentrasjonen i klokjøtt med den beregnede matfylde. Disse resultatene viste samme trend som HSI og underbygger teorien om at bedre matfylde, mer hepatopankreas, fører til en fortykning av kadmiumkonsentrasjonene i krabbe. Fra en tidligere studie av Frantzen m.fl. (2015) fant de motstridende resultater fra ulike lokasjoner, der det ved noen lokasjoner var en sammenheng mellom økende kadmiumnivå og økende matfylde, mens det ved andre lokaliteter var en motsatt sammenheng der lavere kadmiumnivå ble observert ved økende matfylde. Dette indikerte at matfylde hos krabbene hadde lite å si for kadmiumkonsentrasjonen, men ved noen lokaliteter ville matfylde kunne ha en viss betydning.

Som nevnt tidligere hadde krabbene fra Sotra i denne oppgaven en bedre beregnet matfylde enn krabbene fra Senja og lavere kadmiumkonsentrasjoner, mens krabbene fra Senja hadde en dårligere matfylde og høyere kadmiumkonsentrasjoner. Disse faktorene kan påvirke resultatene når alle krabbene slås sammen for å undersøke sammenhengen mellom kadmiumkonsentrasjonen og matfylde, som kan føre til en forsterket negativ sammenheng mellom kadmiumkonsentrasjonen i krabbe og matfylde. Forskjellen i matfylde hos hunnkrabbene fra Sotra og Senja forklarer nok ikke den store forskjellen i kadmiumkonsentrasjon mellom de to lokalitetene, men den kan muligens være en medvirkende faktor til de store forskjellene i kadmiumkonsentrasjoner funnet i krabbe fra Sotra og Senja.

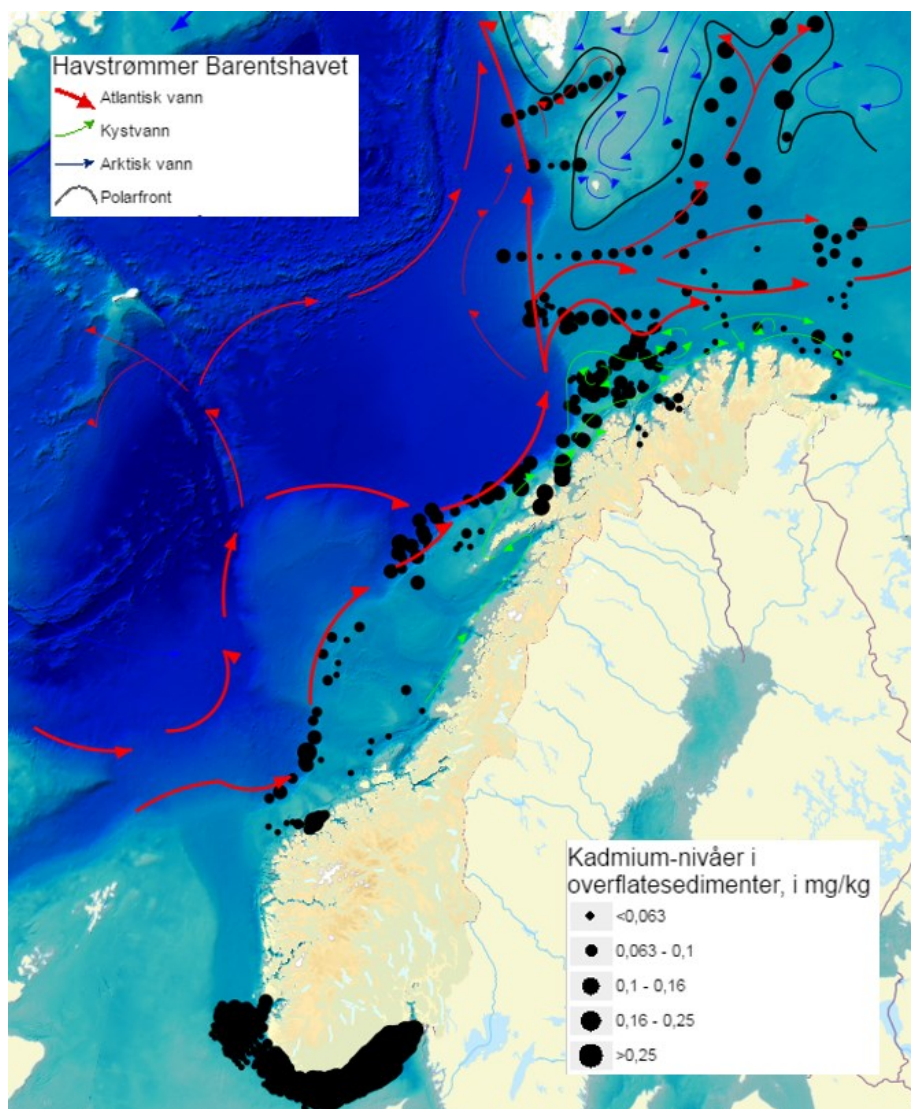
5.2.4 Hvorfor har krabbe høyere kadmiumnivåer i nord enn sør?

Årsaken til den forhøyede kadmiumkonsentrasjonen i taskekrabben fra Nord-Norge er enda ikke kjent. Det har vært flere undersøkelser av sediment og bunndyr fra området rundt Salten uten at en forurensningskilde har kunnet blitt etablert (Falk 2012; Knutsen 2013; Falk 2014). Disse undersøkelsene tyder på at det kan være naturlige årsaker som forårsaker den høye kadmiumkonsentrasjonen i taskekrabben fra Nord-Norge og ikke antropogene kilder som tidligere har vært mistenkt. Ut i fra resultatene fra denne oppgaven er det lite som tyder på at høyere alder hos krabbene i nord forklarer de høye kadmiumverdiene, hvis alder på noen måte er korrelert med størrelsen til krabben. Siden alder ikke har vært mulig å bestemme i denne oppgaven, er det imidlertid ikke mulig å konkludere sikkert. Videre er det lite som tyder på at forskjeller i matfylde mellom krabbene fra nord og sør forklarer de store forskjellene, selv om matfylde ser ut til å være en medvirkende faktor. Ungfors m.fl. (2009) fant at det ikke var genetiske forskjeller mellom kjønnsmodne krabber fra Kattegat og Norskehavet. Dette tyder på at de store kadmiumforskjellene mellom nord og sør ikke skyldes biologiske faktorer.

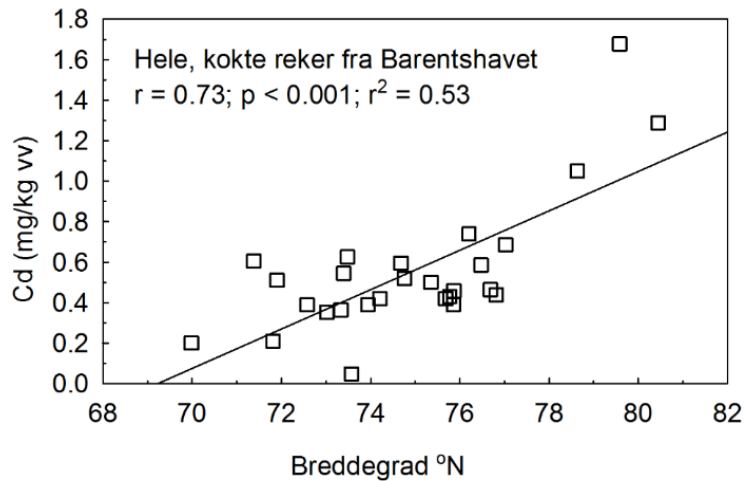
Andre faktorer som kan spille inn er tilgangen på mat, der tilgjengelige byttedyr kan være ulikt mellom nord og sør. Videre antas det at krabbene i nord oppholder seg lengre på dypt vann, enn krabbene fra sør, på grunn av kaldere temperaturer ved overflaten i nord. I dypvannet er det registrert høyere kadmiumnivåer sammenlignet med overflatevannet (Falk og Nøst 2013), og dette kan muligens være med på å forklare forskjellene mellom nord og sør. Hvis dette var tilfellet ville det imidlertid vært forventet større forskjeller i kadmiumnivåer mellom hunn- og hannkrabbene, siden hunnkrabbene er kjent for å vandre dypere enn hannene.

En teori som undersøkes som en mulig årsak til å forklare de høye kadmiumnivåene i nord, er oppstrømming av dyphavsvann som transporteres inn mot kysten fra det dype Norskehavet (Falk og Nøst 2013). Dyphavsvann er rikt på næringssalter som stammer fra bunnfelt dødt organisk materiale. Det er ved flere steder i verden blitt registrert høye kadmiumkonsentrasjoner i dyphavsvann, mens overflatevann normalt er næringsfattig og andelen biotilgjengelig kadmium lav (Falk og Nøst 2013). Når dyphavsvannet strømmer opp, på grunn av smal kontinentalsokkel med mye virvelaktivitet i området, vil kadmium fra dyphavsvannet bli blandet inn i kystvannet og trolig bli mer biotilgjengelig og slik bli lettere tatt opp i næringskjeden.

Data fra bunnkartleggingsprogrammet Mareano (figur 5-1) viser at kadmiumnivåene målt i sedimenter på dypt vann langs eggkanten (kontinentalskråningen mot Norskehavet) er høyere nord for en linje vest av Saltenfjorden enn lengre sør. En undersøkelse av Zauke m.fl. (1996) fant at kadmiumkonsentrasjonen i hoppekreps økte med økende breddegrad i Nordsjøen, og upubliserte data antyder også at kadmiumnivåene øker fra sør mot nord, der et eksempel er kadmium målt i reker fra Barentshavet, som øker med økende breddegrad (figur 5-2) (pers. med. Sylvia Frantzen 2017). Spørsmålet er da om økningen av kadmium i krabbe fra sør til nord skyldes nivåer i miljøet eller biologiske faktorer som endrer seg.



Figur 5-1: Kadmiumkonsentrasjoner (mg/kg) i overflatesediment fra Norskehavet og Barentshavet (Mareano u.å.)



Figur 5-2: Kadmiumkonsentrasjonen fra hele, kokte reker fra Barentshavet plottet mot breddegrad (°N). Lineær regresjon er vist. (Upublisert figur pers. med. Sylvia Frantzen 2017).

5.3 MATTRYGGHETSPERSPEKTIV

Som nevnt tidligere er de høyeste nivåene av kadmium funnet i nyrer og lever hos pattedyr med en kadmiumrik diett (innmat) og visse arter av skjell og krepsdyr (WHO 2010; VKM 2015). Taskekrabben er kjent for å akkumulere kadmium og EU (2006) har fastsatt en øvre grenseverdi på 0,5 mg/kg v.v. i klokjøtt, men det finnes ingen øvre grenseverdi for kadmium i brunmat. Mattilsynet (2015) advarer derimot barn og kvinner i fruktbar alder (inkludert gravide og ammende) mot å spise brunmat av krabbe på grunn av faren for høyt innhold av miljøgifter. Advarselen gjelder ikke hvitt krabbekjøtt som klokjøtt som hovedsakelig består av magert muskelvev og inneholder generelt lave nivåer av uønskede stoffer. Krabbe fra Nord-Norge er som nevnt kjent for å ha høye kadmiumkonsentrasjoner i brunmat og klokjøtt (Frantzen m.fl. 2011; Julshamn m.fl. 2012; Julshamn m.fl. 2013; Frantzen m.fl. 2015). De høye kadmiumverdiene i Nord-Norge førte til at Mattilsynet (2013) gikk ut og advarte folk mot å spise krabbe fangstet i området fra Saltfjorden og nordover som førte til at krabbefisket i dette området stoppet opp. I denne oppgaven ble det ikke funnet kadmiumnivåer i klokjøtt over grenseverdien på 0,5 mg/kg v.v. (EU 2006) fra noen av lokalitetene, men det ble funnet høye kadmiumnivåer i hepatopankreas i krabbe fra begge lokalitetene. Denne forskjellen skyldes at i denne oppgaven ble det benyttet ferske, rå krabber, i motsetning til fryste og kokte krabber.

Lavere kadmiumnivåer er funnet i rotgrønnsaker og kornbasert mat, men siden disse matvarene utgjør en stor del av et normalt kosthold hos de fleste befolkninger, vil de utgjøre den største delen av det daglige kadmiuminntaket (WHO 2010; VKM 2015). For å beskytte befolkningen har EFSA (2011) satt en grense for tolerabelt ukentlig inntak (tolerable weekly intake, TWI) for kadmium på 2,5 µg/kg kroppsvekt. For en person på 70 kg vil det si 175 µg kadmium per uke. Ved å spise 100 g klokjøtt fra Sotra ($\bar{x} = 0,002$ mg/kg v.v.) vil det tilsvare et inntak på 0,1 % av det tolerable ukentlige inntaket av kadmium, mens for Senja ($\bar{x} = 0,011$ mg/kg v.v.) vil det tilsvare et inntak på 0,6 %. Ved å spise 100 g hepatopankreas fra Sotra ($\bar{x} = 5,6$ mg/kg v.v.) vil det tilsvare et inntak på 320 % av det tolerable ukentlige inntaket av kadmium, mens for Senja ($\bar{x} = 19$ mg/kg v.v.) vil det tilsvare et inntak på 1086 %. Resultatene i denne oppgaven tyder dermed på at klokjøtt utgjør en veldig liten del av det tolerable ukentlige kadmiuminntaket, mens hepatopankreas (brunmat) fra krabbe vil ha mye å si.

Krabbe spises hovedsakelig sesongmessig eller uregelmessig slik at det kan være bedre å se på kadmiuminntaket i et lengre tidsperspektiv. For en person på 70 kg vil 175 µg kadmium per uke tilsvare 9100 µg kadmium per år. Ved å spise 100 g hepatopankreas fra Sotra vil det tilsvare et inntak på 6 % av det årlige kadmiuminntaket noe som vil si at det er mulig å spise 16 100 g porsjoner fra Sotra i løpet av ett år, mens fra Senja vil det tilsvare et inntak på 21 % som vil si at det er mulig å spise fire 100 g porsjoner fra Senja i løpet av ett år uten å overskride TWI. Det er imidlertid vanlig å koke krabbene hele før de spises, og dette vil medføre at kadmiumkonsentrasjonen i hepatopankreas vil være lavere, på grunn av overføring av kadmium til klokjøtt og kokevann, mens kadmiumkonsentrasjonen i klokjøtt vil være høyere (Wiech m.fl. 2017). I denne beregningen tas det også bare utgangspunkt i at krabbe er den eneste kilden til kadmium, mens kadmiumeksponeringen fra krabbe egentlig vil komme i tillegg til gjennomsnittsinntaket fra vanlig kosthold. EFSA (2009) fant at kadmiumeksponeringen i Europa fra vanlige matvarer som poteter, grønnsaker og kornvarer var nær TWI, slik at krabbe som spises vil komme i tillegg. Videre vil menneskekroppen bare absorberer 5-10 % av totalt kadmiuminnhold i matvarer (VKM 2015), og det er det heller ikke tatt hensyn til i denne utregningen. Antall 100 g porsjoner som vil være mulig å konsumere vil derfor være mindre enn det som er beregnet her. Likevel vil inntak av brunmat fra spesielt Senja, men også fra Sotra, være ansett som risikofylt og utgjøre et problem i et mattrygghetsperspektiv.

5.4 RESULTATENES SAMFUNNMESSIGE BETYDNING

Resultatene fra denne oppgaven underbygger tidligere studier om høye nivåer av kadmium i taskekrabbe fra Nord-Norge, men i denne oppgaven var de høye kadmiumnivåene hovedsakelig å finne i hepatopankreas (innmaten), og ikke i klokjøtt, som har blitt rapportert i de tidligere studiene (Frantzen m.fl. 2011; Julshamn m.fl. 2012; Julshamn m.fl. 2013; Frantzen m.fl. 2015). Årsaken til dette er nok som nevnt den ulike behandlingen av krabbene, der resultatene i denne oppgaven stammer fra ferske, rå prøver av hepatopankreas og klokjøtt, mens resultatene fra de tidligere undersøkelsene stammer fra fryste og kokte krabber. Ved å først avlive krabbene og deretter fjerne klørne fra kroppen vil det minimere overføringen av kadmium fra hepatopankreas til klokjøtt (Wiech m.fl. 2017), og føre til kloprøver under EU sin øvre grenseverdi. Dette bekreftes av at alle kloprøvene i denne oppgaven viste kadmiumkonsentrasjoner langt under EU sin grenseverdi på 0,5 mg/kg v.v. (EU 2006). Ved å behandle kommersielle krabber i Nord-Norge på tilsvarende måte som i denne oppgaven kan det muligens være mulig å oppnå et kommersielt salg av krabbeklør fra Nord-Norge. Men etiske og økonomiske aspekter er relevant i denne sammenhengen. Det vil være uetisk og mest sannsynlig uøkonomisk å bare utnytte krabbeklør fra krabbene, men hvis det er en mulighet for å benytte krabbekroppen til noe annet enn konsumbruk, vil det muligens være en kommersielt lønnsom mulighet. Et eksempel kan være å rense innmaten til krabben for kadmium (hvis mulig) og bruke den til dyre- og fiskefôr.

6 KONKLUSJON

Det ble funnet mye høyere kadmiumkonsentrasjoner i taskekrabben fanget fra Senja sammenlignet med krabber fra Sotra. Krabbene fra Senja hadde en gjennomsnittlig kadmiumkonsentrasjon i hepatopankreas på 19 ± 21 mg/kg v.v., mens krabbene fra Sotra hadde en gjennomsnittskonsentrasjon på $5,6 \pm 4,7$ mg/kg v.v. I klokjøtt hadde krabbene fra Senja en gjennomsnittlig kadmiumkonsentrasjon på $0,011 \pm 0,014$ mg/kg v.v., mens krabbene fra Sotra hadde en gjennomsnittskonsentrasjon på $0,002 \pm 0,001$ mg/kg v.v.

Kadmiumkonsentrasjonene i klokjøtt fra begge lokalitetene var alle under EU sin grenseverdi på 0,5 mg/kg v.v., mens det ikke er satt grenseverdier for brunmat.

Kadmiumverdiene funnet i denne oppgaven var høyere i hepatopankreas (brunmat) enn det som tidligere har blitt funnet i disse områdene, mens kadmiumkonsentrasjonene i klokjøtt var lavere. Denne forskjellen skyldes at ferske, rå krabber ble analysert. De høye kadmiumnivåene funnet hos krabbe fra Senja bekrefter tidligere høye nivåer i Nord-Norge, og viste at de høye kadmiumnivåene i Nord-Norge strekker seg enda lengre nordover enn det som tidligere er blitt vist.

Krabbene fra Senja var generelt noe større enn krabbene fra Sotra, mens hunnkrabbene fra Sotra hadde en høyere gonadevekt og bedre matfylde enn hunnene fra Senja. Resultatene fra denne oppgaven tyder på at matfylde har lite å si for kadmiumkonsentrasjonen, men at den kan ha en medvirkende faktor. Videre var det liten sammenheng mellom kadmiumnivået og størrelsen til krabben, men ved å beregne kadmiuminnholdet i hepatopankreas ble det funnet en sammenheng med størrelsen som kan indikere at kadmiuminnholdet i krabbene øker med økende størrelse, men at selve kadmiumkonsentrasjonen hos krabbene blir fortynnet på grunn av krabbens vekst og økende mengde hepatopankreas.

Resultatene i denne oppgaven gir imidlertid ikke grunnlag for å si at høyere alder og saktere vekst hos krabber fra Senja er årsaken til de høye kadmiumnivåene i Nord-Norge. Det kan heller ikke utelukkes at krabbene fra Senja generelt var eldre i forhold til størrelse enn krabbene fra Sotra. Dersom krabber av enda mindre størrelse hadde vært inkludert, altså ikke kjønnsmodne krabber, kunne det muligens ha gitt et bedre grunnlag til å konkludere. Det samme hadde vært tilfelle dersom det hadde vært mulig å aldersbestemme krabbene, som ville vært et mer presist mål enn skallbreddemålinger.

7 VIDERE ARBEID

For å undersøke ytterligere om det høye kadmiumnivået i Nord-Norge skyldes kadmiumnivåer i miljøet eller biologiske faktorer som endrer seg fra sør til nord kreves det flere utdypende studier:

- Aldersbestemme taskekrabben og undersøke om alder har en sammenheng med kadmiumkonsentrasjonene til krabbene, i tillegg til andre fysiske og biologiske parametre.
- Benytte andre innsamlingsmetoder for å samle inn krabber med mindre skallbredde, ikke kjønnsmodne krabber, for å undersøke sammenheng mellom kadmiumkonsentrasjon og størrelse.
- Helårs analyse av vannprøver fra Nord- og Sør-Norge, for å undersøke om vannet i Nord-Norge inneholder mer kadmium enn i Sør-Norge.
- Undersøke om den samme forskjellen i kadmiumnivå mellom nord og sør finnes for andre krepsdyr. Gjennom en masteroppgave undersøkes det om strandkrabbe viser den samme trenden som taskekrabben.
- Analysere taskekrabben fra nord og sør gjennom en helårsstudie der det dokumenteres fysiske og biologiske parametre for å undersøke årstidsvariasjonene fra hver lokalitet. En doktorgradsstudent undersøker årstidsvariasjoner gjennom en helårs prøvetaking av krabbe fra én lokalitet i sør og én lokalitet i nord for å undersøke om det er forskjeller i sesongvariasjonen i forhold til kadmiumkonsentrasjonen, samt fysiske og biologiske faktorer mellom krabbene fra nord og sør.
- Foringsforsøk av taskekrabbe for å undersøke om taskekrabben tar opp kadmium hovedsakelig fra vann eller mat. Et foringsforsøk av krabbe med kadmiumkontaminert vann og fôr er også en del av en doktorgrad for å undersøke kadmiumopptaket i taskekrabben.
- Undersøke om det er forskjeller i mattilgangen mellom nord og sør, og analysere byttedyrene for kadmiuminnhold.

8 REFERANSER

Andersen, P. B. (2009). "Elektronmultiplikator." Store norske leksikon. Hentet 20. oktober 2016, fra <https://snl.no/elektronmultiplikator>.

Baird, C. og M. Cann (2012). Toxic Heavy Metals. Environmental Chemistry. New York, W. H. Freeman and Company.

Baker, J. R. (1955). "Experiments on the humane killing of crabs." J. Mar. Biol. Ass. Vol.34(1): 15-24.

Bakke, S., M. Wiech, M. Pan og G. Sjøvik (2016). Taskekrabbe i Troms- Fangstpotensial, fangstsammensetning og kvalitet, Møreforskning Ålesund. Vol. 28.

Barrento, S., A. Marques, B. Teixeira, P. Anacleto, P. Vaz-Pires og M. L. Nunes (2009c). "Effect of season on the chemical composition and nutritional quality of the edible crab *Cancer pagurus*." Journal of agricultural and food chemistry. Vol.57(22): 10814-10824.

Barrento, S., A. Marques, B. Teixeira, M. L. Carvalho, P. Vaz-Pires og M. L. Nunes (2009a). "Influence of season and sex on the contents of minerals and trace elements in brown crab (*Cancer pagurus*, Linnaeus, 1758)." Journal of agricultural and food chemistry. Vol.57(8): 3253.

Barrento, S., A. Marques, B. Teixeira, M. L. Carvalho, P. Vaz-Pires og M. L. Nunes (2009b). "Accumulation of elements (S, As, Br, Sr, Cd, Hg, Pb) in two populations of *Cancer pagurus*: Ecological implications to human consumption." Food and Chemical Toxicology. Vol.47(1): 150-156.

Bennet, D. B. og C. G. Brown (1983). "Crab (*Cancer pagurus*) migrations in the English Channel." Journal of the Marine Biological Association of the UK. Vol.54: 803-823.

Bennett, D. B. (1974). "Growth of the edible crab (*Cancer pagurus* L.) off south-west England." Journal of the Marine Biological Association of the UK. Vol.54(4): 803-823.

Braga, F. og M. Panteghini (2016). "Generation of data on within-subject biological variation in laboratory medicine: An update." Critical Reviews in Clinical Laboratory Sciences. (53:5): 313-325.

Campana, S. E. (2001). "Accuracy, precision and quality control in age determination, including a review of the use and abuse of age validation methods." Journal of Fish Biology. Vol.59: 197-242.

Chen, M.-H., C.-Y. Chen, H.-Y. Chou og T.-C. Wen (2005). "Gender and size effects of metal bioaccumulation on the rock crab, *Thalamita crenata*, in Dapeng Bay, southwestern Taiwan." Marine Pollution Bulletin. Vol.50(4): 463-469.

Clarck, J. (2012). "Metallic Bonding." Hentet 14. september 2016, fra <http://www.chemguide.co.uk/atoms/bonding/metallic.html>.

Cuculescu, M., D. Hyde og K. Bowler (1998). "Thermal tolerance of two species of marine crab, *Cancer pagurus* and *Carcinus maenas*." Journal of Thermal Biology. Vol.23(2): 107-110.

Davies, I., G. Topping, W. Graham, C. Falconer, A. McIntosh og D. Seward (1981). "Field and experimental studies on cadmium in the edible crab *Cancer pagurus*." International Journal on Life in Oceans and Coastal Waters. Vol.64(3): 291-297.

EFSA (2009). "Scientific Opinion of the Panel on Contaminants in the Food Chain on a request from the European Commission on cadmium in food." European Food Safety Authority. Vol.980: 1-139.

EFSA (2011). "Statement on tolerable weekly intake for cadmium: EFSA Panel on Contaminants in the Food Chain (CONTAM)." European Food Safety Authority, Parma, Italy

EFSA (2012). "Cadmium dietary exposure in the European population." European Food Safety Authority. Vol.10(1): 2551.

Eisler, R., G. E. Zarogian og R. J. Hennekey (1972). "Cadmium Uptake by Marine Organisms." J. Fish. Res. Bd. Canada. Vol.29: 1367-1369.

Engel, D. W. og B. A. Fowler (1979). "Factors Influencing Cadmium Accumulation and Its Toxicity to Marine Organisms." Environmental Health Perspectives. Vol.28: 81-88.

EU (2001). "Ambient air pollution by AS, CD and NI compounds. Position Paper." European Commission.

EU (2006). "Commission regulation (EC) No 1881/2006 of 19 December 2006 setting maximum levels for certain contaminants in foodstuffs." Official Journal of the European Union. Vol.364(5).

EU (2008). "COMMISSION REGULATION (EC) No 629/2008 of 2 July 2008 amending Regulation (EC) No 1881/2006 setting maximum levels for certain contaminants in foodstuffs." Official Journal of the European Union. Vol.173(6).

Falconer, C. R., I. M. Davies og G. Topping (1986). "Cadmium in edible crabs (*Cancer pagurus* L.) from Scottish coastal waters." Science of The Total Environment. Vol.54: 173-183.

Falk, A. H. (2012). Kartlegging av kadmium i sediment - Saltenområdet i Nordland, Akvaplan-niva. 44 + vedleggsrapport.

Falk, A. H. (2014). Kadmium rundt oppdrettsanlegg – Er fiskefôr en potensiell kilde til kadmium i marint miljø? , Akvaplan-niva. 31 + vedlegg.

Falk, A. H. og O.-A. Nøst (2013). Oppstrømming av dyphavsvann - litteraturstudie av oppstrømming utenfor Salten/Lofoten/Vesterålen, Akvaplan-niva. 32.

FAO (2016). "Species fact sheets - *Cancer pagurus*." Food and Agriculture Organization of the United Nations. Hentet 03. november 2016, fra <http://www.fao.org/fishery/species/2627/en>.

FAO/WHO (1983). Codex Alimentarius. Recommended International Code of Practice for Crabs
Food and Agriculture Organization of the United Nations (FAO)/World Health Organization (WHO).
Vol. 9: 43.

FAO/WHO (2010). Summary report of the seventy-third meeting of JECFA. Food and Agriculture Organization of the United Nations og World Health Organization Expert Committee on Food Additives Geneva.

FHI (2013). "Luftkvalitetskriterier: Virkninger av luftforurensning på helse." Hentet 18. januar 2017, fra <https://www.fhi.no/globalassets/migrering/dokumenter/pdf/luftkvalitetskriterier---virkninger-av-luftforurensning-pa-helse-pdf.pdf>.

Fiskeridirektoratet (2017). "Krabbe." Hentet Hentet 13. januar 2017, fra <http://www.fiskeridir.no/Fritidsfiske/Noen-utvalgte-arter/Krabbe>.

Frantzen, S., A. Duinker og A. Måge (2015). Rapport 2015: Kadmianalyser i taskekrabbe fra Nordland høsten/vinteren 2013-2014, Nasjonalt institutt for ernærings- og sjømatforskning (NIFES).

Frantzen, S., B. T. Lunestad, A. Duinker og K. Julshamn (2011). Årsrapport 2010. Mattilsynet. Tilsynsprogram for skjell 2010: Fremmedstoffer (tungmetaller og organiske miljøgifter i skjell og tungmetaller i snegler og krabbe) og Mikroorganismer, Nasjonalt institutt for ernærings- og sjømatforskning (NIFES).

Fraser, C. G. (2001). Biological Variation: from Principles to Practice AACC Press: Washington (DC).

Frazier, J. M. (1979). "Bioaccumulation of Cadmium in Marine Organisms." Environmental Health Perspectives. Vol.28: 75-79.

Haig, J. (2015). Brown/Edible Crab Size at Maturity Study, Bangor University: School of Ocean Science.

Haig, J. A., S. Bakke, M. C. Bell, I. S. M. Bloor, M. Cohen, M. Coleman, S. Dignan, M. J. Kaiser, J. R. Pantin, M. Roach, H. Salomonsen og O. Tully (2016). "Reproductive traits and factors affecting the size at maturity of *Cancer pagurus* across Northern Europe." ICES Journal of Marine Science. Vol.14.

Hancock, D. A. og E. Edwards (1967). "Estimation of Annual Growth in the Edible Crab (*Cancer parurus* L.)." ICES Journal of Marine Science. Vol.31(2): 246-264.

Harrison, M. K. og B. J. Crespi (1999). "Phylogenetics of Cancer Crabs (Crustacea: Decapoda: Brachyura)." Molecular Phylogenetics and Evolution. Vol.12(2): 186-199.

Havforskningsinstituttet (2017). "Faste hydrografiske stasjoner." Hentet 17. januar 2017, fra <http://www.imr.no/forskning/forskningsdata/stasjoner/view?station>.

Holtebekk, T., E. Uggerud og G. Wibetoe (2009). "Massespektrometer." Hentet 14. oktober 2016, fra <https://snl.no/massespektrometer>.

Honda, K. og R. Tatsukawa (1983). "Distribution of cadmium and zinc in tissues and organs, and their age-Related changes in striped dolphins, *Stenella coeruleoalba*." Archives of Environmental Contamination and Toxicology. Vol.12(5): 543-550.

IARC (1993). "Beryllium, Cadmium, Mercury and Exposures in the Glass Manufacturing Industry. IARC Monographs on the Evaluation of Carcinogenic Risk of Chemicals to Humans." International Agency for Research on Cancer. Vol.58: 444.

ICdA (2017). "Level of cadmium in the environment." International Cadmium Association. Hentet 19. januar 2017, fra <http://www.cadmium.org/environment/level-of-cadmium-in-the-environment>.

Jiménez-Melero, R., G. Parra og F. Guerrero (2012). "Effect of temperature, food and individual variability on the embryonic development time and fecundity of *Arctodiaptomus salinus* (Copepoda: Calanoida) from a shallow saline pond." The International Journal of Aquatic Sciences. Vol.686(1): 241-256.

Julshamn, K. (1981). "Studies on major and minor elements in mussels in western Norway. II Seasonal variation in the contents of 10 elements in oyster (*Ostrea edulis*) from three oyster farms " Fiskeridirektoratets skrifter serie ernæring. Vol.1(5): 183-197.

Julshamn, K., A. Duinker, S. Frantzen, L. Torkildsen og A. Maage (2008). "Organ Distribution and Food Safety Aspects of Cadmium and Lead in Great Scallops, *Pecten maximus* L., and Horse Mussels, *Modiolus modiolus* L., from Norwegian Waters." Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology. Vol.80(4): 385-389.

Julshamn, K., A. Duinker og A. Måge (2013). Statusrapport 2013: Oppfølging av Mattilsynets krabbeprosjekt - november - desember 2012. Oppfølgende analyser fra Vesterålen, Nasjonalt institutt for ernæring- og sjømatforskning (NIFES).

Julshamn, K., A. Duinker, B. M. Nilsen, K. Nedreaas og A. Maage (2013). "A baseline study of metals in cod (*Gadus morhua*) from the North Sea and coastal Norwegian waters, with focus on mercury, arsenic, cadmium and lead." Marine Pollution Bulletin. Vol.72(1): 264-273.

Julshamn, K., A. Måge, H. S. Norli, K. H. Grobecker, L. Jorhem og P. Fecher (2007). "Determination of Arsenic, Cadmium, Mercury and Lead by Inductively Coupled Plasma/Mass Spectrometry in Foods after Pressure Digestion: NMKL Interlaboratory Study." Journal of AOAC International. Vol.90(3).

Julshamn, K., B. Nilsen, S. Valdersnes og S. Frantzen (2012). Årsrapport 2011. Mattilsynets program: Fremmedstoffer i villfisk med vekt på kystnære farvann Delrapport 1: Undersøkelser av miljøgifter i taskekrabbe. Bergen, NIFES.

Kilada, R., S. Campana og D. Roddick (2009). "Growth and sexual maturity of the northern propellerclam (*Cyrtodaria siliqua*) in Eastern Canada, with bomb radiocarbon age validation." International Journal on Life in Oceans and Coastal Waters. Vol.156(5): 1029-1037.

Kilada, R., B. Sainte-Marie, R. Rochette, N. Davis, C. Vanier og S. Campana (2012). "Direct determination of age in shrimps, crabs, and lobsters." Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences. Vol.69(11): 1728-1733.

Klaoudatos, D. S., A. J. Conides, A. Anastasopoulou og J. Dulčić (2013). "Age, growth, mortality and sex ratio of the inshore population of the edible crab, *Cancer pagurus* (Linnaeus 1758) in South Wales (UK)." Journal of Applied Ichthyology. Vol.29(3): 579-586.

Knutsen, O. E. (2013). Statusnotat krabbe og kadmium 2013: Oversikt over arbeidet med kartlegging av omfang og årsaker til høye forekomster av kadmium i krabbe i nordre Nordland. Fylkesmannen i Nordland.

Knutzen, J., G. Becher, L. Berglind, E. M. Brevik, M. Schlabach og J. U. Skåre (1999). Organiske miljøgifter i taskekrabbe (*Cancer pagurus*) fra norske referanselokaliteter. Undersøkelse av polyklorerte dibenzofuraner/dibenzo-p-dioksiner (PCDF/PCDD), andre persistente klororganiske stoffer og polysykliske aromatiske hydrokarboner (PAH). Norsk institutt for vannforskning.

Kofstad, P. K. og B. Pedersen (2015). "Kadmium." Store Norske leksikon. Hentet 14.09.16, fra <https://snl.no/kadmium>.

Lindley, J. A. (1998). Spatio-temporal distributions of pelagic larvae and post-larvae of Decapod Crustacea in seas around Britain. Plymouth Marine Laboratory.

Maage, A. og K. Julshamn (1987). "A comparison of dressed crab and a cadmium salt (CdCl₂) as cadmium sources in rat diets." Comparative Biochemistry and Physiology. Part C, Comparative Pharmacology. Vol.88(1): 209-211.

Mantoura, R. F. C., A. Dickson og J. P. Riley (1978). "The Complexation of Metals with Humic Materials in Natural Waters." Estuarine and Coastal Marine Science Vol.6: 387-408.

Mareano (u.å.). "Kart." Hentet 26. januar 2017, fra <http://www.mareano.no/kart/mareano.html>.

Mattilsynet (2011). "Ikke spis selvfanger krabbe fra Salten." Hentet 03. november 2016, fra http://www.matportalen.no/matvaregrupper/tema/fisk_og_skalldyr/ikke_spis_selvfanger_krabbe_fra_salten.

Mattilsynet (2013). "Opprettholder advarsel mot krabber fra nord." Hentet 12. februar 2017, fra http://www.matportalen.no/uonskedestoffer_i_mat/tema/miljogifter/opprettholder_advarsel_mot_krabber_fra_nord.

Mattilsynet (2015). "Barn, gravide og ammende bør ikke spise brun krabbemat." Hentet 03. november 2016, fra http://www.matportalen.no/matvaregrupper/tema/fisk_og_skalldyr/barn_gravide_og_ammende_b_or_ikke_spise_brun_krabbemat.

Matvaretabellen (2016). "Informasjon om mat og helse fra offentlige myndigheter." Hentet 03. november 2016, fra <http://www.matvaretabellen.no/>.

Miljødirektoratet (2012). "Kadmium i krabber i Salten har naturlige årsaker." Hentet 6. oktober 2016, fra http://www.miljodirektoratet.no/no/Nyheter/Nyheter/Old-klif/2012/Desember_2012/Kadmium_i_krabber_i_Salten_har_naturlige_arsaker/.

Miljødirektoratet (2015). "Miljøstatus i Norge: Kadmium." Hentet 02.11.2015, fra <http://www.miljostatus.no/tema/Kjemikalier/Noen-farlige-kjemikalier/Kadmium/>.

Miljødirektoratet (2016). "Forurenset sjøbunn." Hentet 6. oktober 2016, fra <http://www.miljostatus.no/tema/kjemikalier/forurenset-sjobunn/>.

Mouneyrac, C., C. Amiard-Triquet, J. C. Amiard og P. S. Rainbow (2001). "Comparison of metallothionein concentrations and tissue distribution of trace metals in crabs (*Pachygrapsus marmoratus*) from a metal-rich estuary, in and out of the reproductive season." Comparative Biochemistry and Physiology Part C: Toxicology & Pharmacology. Vol.129(3): 193-209.

NA (2016). "Klinisk kjemi." Norsk akkreditering. Hentet 25. september 2016, fra <http://www.akkreditert.no/globalassets/na-dokumenter/dok00082.pdf>.

NIFES (2014). "Oppslutning med mikrobølgeovn. Prøveopparbeiding til metode nr 197 og 382." Nasjonalt institutt for ernærings- og sjømatforskning. (Dok.id.: LAB.GRU.BIL.ARB-07).

NIFES (2015). "Oppslutning med Ultra wave. Prøveopparbeiding til metode nr. 197 og nr. 382." Nasjonalt institutt for ernærings- og sjømatforskning. (Dok.id.: LAB.GRU.BIL.ARB-13).

NIFES (2016a). "377 - Tørrstoffinnhold ved frysetørking." Nasjonalt institutt for ernærings- og sjømatforskning. (Dok.id.: MET.GRU.01-13).

NIFES (2016b). "197 - Multielement bestemmelse med induktivt koblet plasma - massespektrofotometri (ICP-MS) etter våtopplutning i mikrobølgeovn." Nasjonalt institutt for ernærings- og sjømatforskning. (Dok.id.: LAB.GRU.BIL.ARB-14).

NIFES (2016c). "Etablering av kontrollkort og internt kontrollmateriale." Nasjonalt institutt for ernærings- og sjømatforskning. (Dok.id.: KH.MET.BIL-08).

NIFES (2016d). "Arbeidsbeskrivelse for ICPMS iCap Q." Nasjonalt institutt for ernærings- og sjømatforskning. (Dok.id.: LAB.GRU.BIL.ARB-14).

NKK (2002). "Validering/Verifisering av Klinisk Kjemiske Analyser: Klinisk nytte - praktisk egnethet - analytisk kvalitet." Hentet 16. september 2016, fra http://doc.noklus.no/handler.ashx?r=nkk&id=Val_NKK.pdf.

NMKL (2005). "Validering av kjemiske analysemetoder." Nordisk metodikkomité for næringsmidler. (Prosedyre nr.4).

NMKL (2011). "Analytical Quality Control - Guidelines for the publication of analytical results of chemical analyses in foodstuffs." Nordic Committee on Food Analysis. (No. 5).

Noël, L., C. Chafey, C. Testu, J. Pinte, P. Velge og T. Guérin (2011). "Contamination levels of lead, cadmium and mercury in imported and domestic lobsters and large crab species consumed in France: Differences between white and brown meat." Journal of Food Composition and Analysis. Vol.24(3): 368-375.

Norden (2003). "Cadmium Review." Hentet 12. oktober 2016, fra http://www.who.int/ifcs/documents/forums/forum5/nmr_cadmium.pdf.

Overnell, J. (1986). "Occurrence of cadmium in crabs (*Cancer pagurus*) and the isolation and properties of cadmium metallothionein." Environmental Health Perspectives. Vol.65: 101-105.

Overnell, J. og E. Trehwella (1979). "Evidence for the Natural Occurrence of (Cadmium, Copper)-Metallothionein in the Crab *Cancer pagurus*." Comp. Biochem. Physiol. Vol.64C: 69-76.

Poleo, A., Ø. Voie, B. Misund, H. Bjørnstad og A. Johansen (1997). Miljøgifter - Kilder, biotilgjengelighet og toksiske effekter, Forsvarets forskningsinstitutt (FFI).

Ray, S. (1986). Part II: Bioaccumulation of Cadmium. Cadmium in the Environment, Birkhäuser.

Reed, L. A., P. L. Pennington og E. Wirth (2010). "A survey of trace element distribution in tissues of stone crabs (*Menippe mercenaria*) from South Carolina Coastal Waters." Marine Pollution Bulletin. Vol.60(12): 2297-2302.

Sandberg, P. (2016). Økonomiske og biologiske nøkkeltal frå dei norske fiskeria - 2015, Fiskeridirektoratet.

Sheehy, M. R. J. (2002). "Role of environmental temperature in aging and longevity: insights from neuropilofuscin." Archives of Gerontology and Geriatrics. Vol.34(3): 287-310.

Sheehy, M. R. J. og A. E. Prior (2005). Analysis of stock age structure and population parameters in edible crab, *Cancer pagurus*, using lipofuscin agepigment: data for resource management. , MINISTRY OF AGRICULTURE, FISHERIES AND FOOD.

Sheridan, M., Amp, Apos, I. Connor og A. C. Henderson (2016). "Investigating the effect of molting on gastric mill structure in Norway lobster (*Nephrops norvegicus*) and its potential as a direct ageing tool." Journal of Experimental Marine Biology and Ecology. Vol.484: 16-22.

Sheridan, M., R. Officer, I. O'Connor og C. Lordan (2015). "Investigating the feasibility of using growth increments for age determination of Norway lobster (*Nephrops norvegicus*) and brown crab (*Cancer pagurus*)." Journal of Crustacean Biology. Vol.35(4): 495-498.

Sigel, A., H. Sigel og R. K. O. Sigel (2012). Cadmium : From Toxicity to Essentiality. Dordrecht, Springer.

Simpson, W. R. (1981). "A Critical Review of Cadmium in the Marine Environment." Progress in Oceanography. Vol.10: 1-70.

Smyth, K., K. Mazik og M. Elliott (2014). "Behavioural effects of hypersaline exposure on the lobster *Homarus gammarus* (L) and the crab *Cancer pagurus* (L)." Journal of Experimental Marine Biology and Ecology. Vol.457: 208.

StatSoft (2016a). "Statistica by Groups Results - ANOVA & Tests tab." STATISTICA Help. Hentet 20. januar 2017, fra <http://documentation.statsoft.com/STATISTICAHelp.aspx?path=BasicStats/BasicStatistics/Dialogs/Breakdown/StatisticsbyGroupsResultsANOVATestsTab>.

StatSoft (2016b). "General ANOVA/MANOVA." STATISTICA help. Hentet 20. januar 2017, fra <http://documentation.statsoft.com/STATISTICAHelp.aspx?path=Glossary/GlossaryTwo/G/GeneralANOVAMANOVA>.

StatSoft (2016c). "Principal Components & Classification Analysis Example." STATISTICA help. Hentet 20. januar 2017, fra <http://documentation.statsoft.com/STATISTICAHelp.aspx?path=PrincipalComponents/PrincipalComponentsClassificationAnalysis/Examples/PrincipalComponentsClassificationAnalysisExamples>.

StatSoft (2016d). "Significance, Statistical (p-Value)." STATISTICA Help. Hentet 3. februar 2017, fra <http://documentation.statsoft.com/STATISTICAHelp.aspx?path=Glossary/GlossaryTwo/S/SignificanceStatisticalpValue>.

Sunda, W. G., D. W. Engel og R. M. Thuotte (1978). "Effect of chemical speciation on toxicity of cadmium to grass shrimp, *Palaemonetes pugio*: importance of free cadmium ion." Environmental Science & Technology. Vol.12: 409-413.

Sælen, O. H. (2014). "Hav." Store Norske Leksikon. fra <https://snl.no/hav>.

Søvik, G. (2015). Taskekrabbe. Havforskningsrapporten 2015: Fisken og havet, Havforskningsinstituttet. Vol. 1-2015: 198.

Thermo Fisher Scientific (2016). iCAP Q ICP-MS: Operating Manual.

Thomas, R. (2013). Practical Guide to ICP-MS : A Tutorial for Beginners. Hoboken, CRC Press.

Torheim, S. (1979). Krabbeundersøkelser på Nordlandskysten 1978. Fisken og havet Fiskeridirektoratets havforskningsinstitutt.

UNEP (2010). "Final review of scientific information on cadmium." United Nations Environment Programme. Hentet 21. oktober 2016, fra http://www.unep.org/hazardoussubstances/Portals/9/Lead_Cadmium/docs/Interim_reviews/UNEP_GC26_INF_11_Add_2_Final_UNEP_Cadmium_review_and_appendix_Dec_2010.pdf.

Ungfors, A., N. J. McKeown, P. W. Shaw og C. André (2009). "Lack of spatial genetic variation in the edible crab (*Cancer pagurus*) in the Kattegat–Skagerrak area." ICES Journal of Marine Science. Vol.66(3): 462-469.

van der Meeren, G. I., A. K. Woll og G. Søvik (2008). En utredning for mattilsynet for kunnskapsstøtte om Anatomi og fysiologi hos tiftokrebs med vekt på nervesystemet og velferd, Havforskningsinstituttet og Møreforskning Ålesund.

VKM (2015). Risk assessment of dietary cadmium exposure in the Norwegian population: Opinion of the Panel on Contaminants of the Norwegian Scientific Committee for Food Safety. V. f. mattrygghet.

Vogt, G. (2012). "Ageing and longevity in the Decapoda (Crustacea): A review." Zoologischer Anzeiger - A Journal of Comparative Zoology. Vol.251(1): 1-25.

Warner, G. F. (1977). The Biology of Crabs. London, Elek Science London.

Weiss, M., S. Thatje, O. Heilmayer, K. Anger, T. Brey og M. Keller (2009). "Influence of temperature on the larval development of the edible crab, *Cancer pagurus*." J. Mar. Biol. Ass. Vol.89(4): 753-759.

WHO (2010). Exposure to Cadmium: A major Public Health Concern. Geneva, World Health Organization.

Wibetoe, G. (2009). "ICP." Store norske leksikon. Hentet 13. oktober 2016, fra <https://snl.no/ICP>.

Wibetoe, G. (2015). "Kadmium fra periodesystemet." Hentet 26.10.2015, fra <http://www.mn.uio.no/kjemi/tjenester/kunnskap/periodesystemet/vis.php?e=Cd&vis=alt>.

Wiech, M., E. Vik, A. Duinker, S. Frantzen, S. Bakke og A. Maage (2017). "Effects of cooking and freezing practices on the distribution of cadmium in different tissue of the brown crab (*Cancer pagurus*)."
Food control. Vol.75: 14-20.

Wold, J. P., M. Kermit og A. Woll (2010). "Rapid Nondestructive Determination of Edible Meat Content in Crabs (*Cancer pagurus*) by Near-Infrared Imaging Spectroscopy." Applied Spectroscopy. Vol.64(7): 691-699.

Woll, A., W. E. Larssen, T. Barnung og G. H. Aas (2010). Kvalitet og holdbarhet av hel kokt krabbe ved ulik forbehandling, Møreforskning Marin. 27.

Woll, A. og G. I. van der Meeren (1997). Taskekrabben (*Cancer pagurus*) - biologi, næring og forvaltning, Havforskningsinstituttet og Møreforskning Ålesund.

Woll, A., G. I. van der Meeren og I. Fossen (2006a). "Spatial variation in abundance and catch composition of *Cancer pagurus* in Norwegian waters: biological reasoning and implications for assessment." ICES Journal of Marine Science. Vol.63(3): 421-433.

Woll, A. K. (2005). Taskekrabben: Biologi - Sortering og Kvalitet - Fangstbehandling, Møreforskning Ålesund.

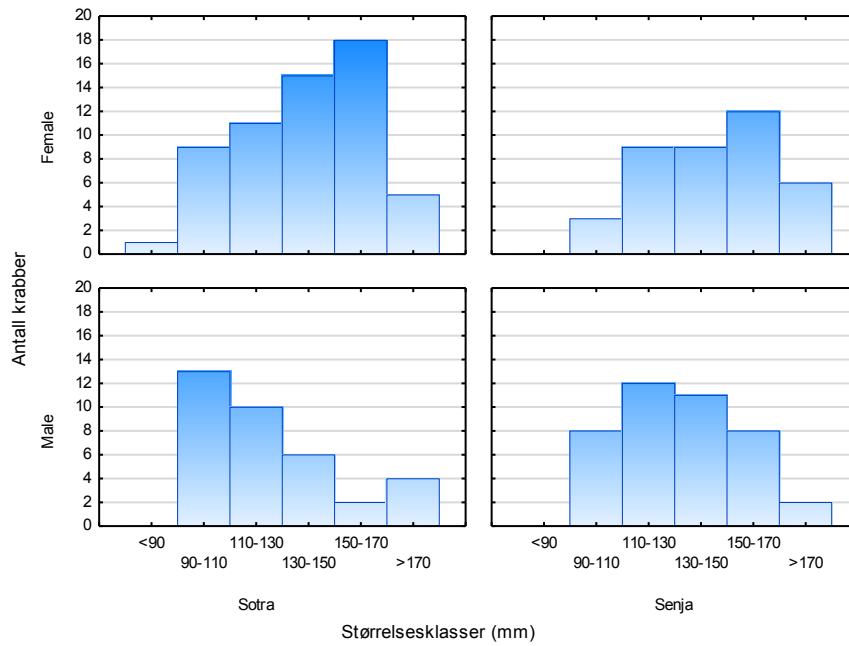
Woll, A. K., G. I. van der Meeren og S. Tuene (2006b). "Quality improvement by feeding wild-caught edible crab (*Cancer pagurus* L.): a pilot study." Aquaculture Research. Vol.37(14): 1487-1496.

Zauke, G.-P., M. Krause og A. Weber (1996). "Trace Metals in Mesozooplankton of the North Sea: Concentrations in Different Taxa and Preliminary Results on Bioaccumulation on Copepod Collectives (*Calanus finmarchicus*/*C. helgolandicus*)" Int. Revue ges. Hydrobiol. Vol.81(1): 141-160.

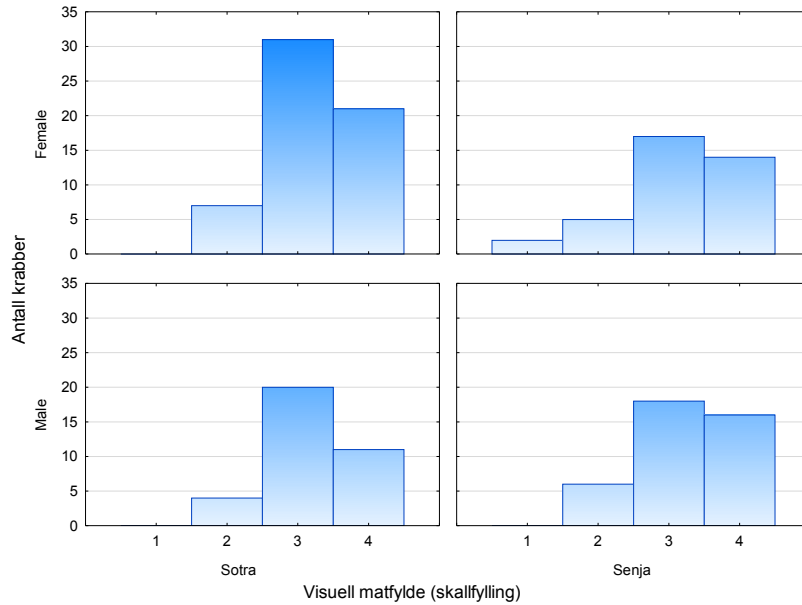
9 VEDLEGG

9.1 VEDLEGG I: FIGURER

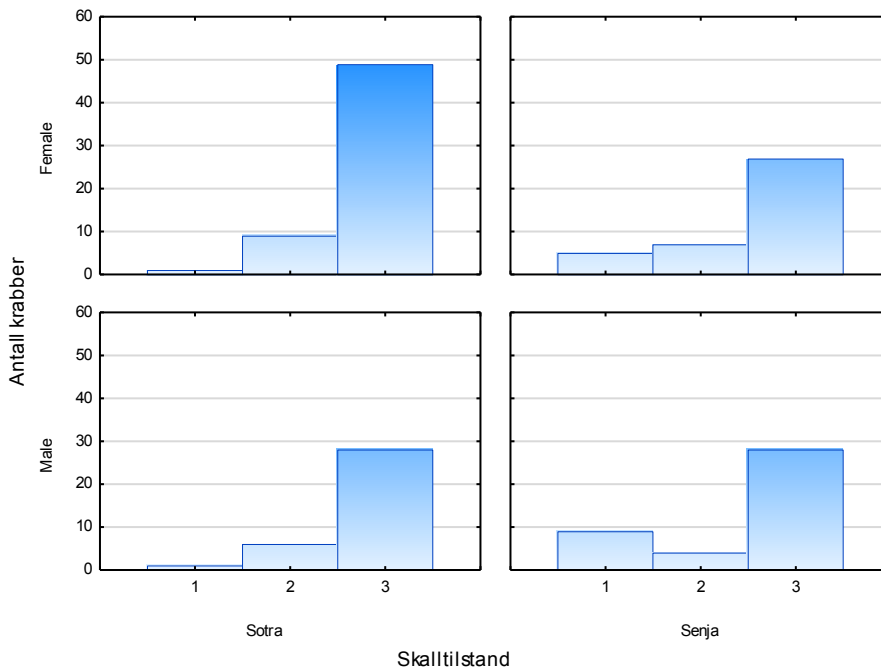
Prøvemateriale



Figur 9-1: Hunn- og hannkrabber som ble fisket ved henholdsvis Sotra og Senja fordelt i ulike størrelsesklasser (<90, 90-110, 110-130, 130-150, 150-170, >170).



Figur 9-2: Visuell matfylde (skallfylling) av hunn- og hannkrabbene fra henholdsvis Sotra og Senja. Krabbene ble vurdert ut ifra en skala fra 1 til 4, der 1 var svært lav matfylde, 2 middels matfylde, 3 god matfylde og 4 svært god matfylde (se kap. 7.2 Prøvebehandling for mer informasjon).



Figur 9-3: Skalltilstand av hunn- og hannkrabber fra henholdsvis Sotra og Senja. Krabbene ble vurdert fra en skala fra 1 til 3, der 1 var mykt- (vasskrabbe), 2 middels- og 3 hardt- skall (se kap. 7.2 Prøvebehandling for mer informasjon).

9.2 VEDLEGG II: VARIANSANALYSE

Størrelse og matinnhold ved de to lokalitetene

Tabell 9-1: Variansanalyse (ANOVA/Tukey HSD test) av gjennomsnittlig skallbredde i hunn- og hannkrabber fra Sotra og Senja. Signifikante forskjeller er merket med rød skrift.

Cell No.	Tukey HSD test; variable Skallbredde (mm) (Ark1 in Resultat_08122016) Approximate Probabilities for Post Hoc Tests Error: Between MS = 514.86, df = 169.00					
	Lokalitet	Kjønn (1=Hunn, 2= Hann)	{1}	{2}	{3}	{4}
			138.85	123.80	146.16	133.82
1	Sotra	Hunn		0.010148	0.409028	0.695199
2	Sotra	Hann	0.010148		0.000158	0.220173
3	Senja	Hunn	0.409028	0.000158		0.074367
4	Senja	Hann	0.695199	0.220173	0.074367	

Tabell 9-2: Variansanalyse (ANOVA/Tukey HSD test) av gjennomsnittlig vekt av hel krabbe i hunn- og hannkrabber fra Sotra og Senja. Signifikante forskjeller er merket med rød skrift.

Cell No.	Tukey HSD test; variable Vekt av hel krabbe (g) (Ark1 in Resultat_08122016) Approximate Probabilities for Post Hoc Tests Error: Between MS = 42091., df = 167.00					
	Lokalitet	Kjønn (1=Hunn, 2= Hann)	{1}	{2}	{3}	{4}
			404.97	330.45	481.55	438.87
1	Sotra	Hunn		0.322271	0.283022	0.851278
2	Sotra	Hann	0.322271		0.009676	0.101879
3	Senja	Hunn	0.283022	0.009676		0.798514
4	Senja	Hann	0.851278	0.101879	0.798514	

Tabell 9-3 Variansanalyse (ANOVA/Tukey HSD test) av gjennomsnittlig HP-vekt (g) i hunn- og hannkrabber fra Sotra og Senja. Signifikante forskjeller er merket med rød skrift.

Cell No.	Tukey HSD test; variable HP vekt (g) (Ark1 in Resultat_20122016) Approximate Probabilities for Post Hoc Tests Error: Between MS = 338.08, df = 169.00					
	Lokalitet	Kjønn (1=Hunn, 2= Hann)	{1}	{2}	{3}	{4}
			41.542	32.584	45.383	40.214
1	Sotra	Hunn		0.101849	0.746967	0.984629
2	Sotra	Hann	0.101849		0.015714	0.271812
3	Senja	Hunn	0.746967	0.015714		0.595925
4	Senja	Hann	0.984629	0.271812	0.595925	

Tabell 9-4: Variansanalyse (ANOVA/Tukey HSD test) av gjennomsnittlig klokjøttindeks (formel 3-8) hos hunn- og hannkrabber fra Sotra og Senja. Signifikante forskjeller er merket med rød skrift.

Cell No.	Tukey HSD test; variable Klokjøtt indeks (Ark1 in Resultat_20122016) Approximate Probabilities for Post Hoc Tests Error: Between MS = 2.4017, df = 73.000					
	Lokalitet	Kjønn (1=Hunn, 2= Hann)	{1}	{2}	{3}	{4}
			3.5158	4.0396	3.7544	6.2095
1	Sotra	Hunn		0.729675	0.957523	0.000150
2	Sotra	Hann	0.729675		0.950852	0.000950
3	Senja	Hunn	0.957523	0.950852		0.000187
4	Senja	Hann	0.000150	0.000950	0.000187	

Kadmiumkonsentrasjon i taskekrabbe ved de to lokalitetene

Tabell 9-5: Variansanalyse (ANOVA/Tukey HSD test) av log Cd hepatopankreas (HP) hos hunn- og hannkrabber fra Sotra og Senja. Signifikante forskjeller er merket med rød skrift.

Cell No.	Tukey HSD test; variable Log Cd HP (Ark1 in Resultat_20122016) Approximate Probabilities for Post Hoc Tests Error: Between MS = .55608, df = 169.000					
	Lokalitet	Kjønn (1=Hunn, 2= Hann)	{1}	{2}	{3}	{4}
			1.5784	1.2099	2.6796	2.6123
1	Sotra	Hunn		0.094377	0.000008	0.000008
2	Sotra	Hann	0.094377		0.000008	0.000008
3	Senja	Hunn	0.000008	0.000008		0.978216
4	Senja	Hann	0.000008	0.000008	0.978216	

Tabell 9-6: Variansanalyse (ANOVA/Tukey HSD test) av log Cd klokjøtt hos hunn- og hannkrabber fra Sotra og Senja. Signifikante forskjeller er merket med rød skrift.

Cell No.	Tukey HSD test; variable Log Cd klokjøtt (Ark1 in Resultat_20122016) Approximate Probabilities for Post Hoc Tests Error: Between MS = .60729, df = 75.000					
	Lokalitet	Kjønn (1=Hunn, 2= Hann)	{1}	{2}	{3}	{4}
			-6.005	-6.393	-4.956	-5.284
1	Sotra	Hunn		0.429189	0.000283	0.016981
2	Sotra	Hann	0.429189		0.000152	0.000675
3	Senja	Hunn	0.000283	0.000152		0.557182
4	Senja	Hann	0.016981	0.000675	0.557182	

Tabell 9-7: Variansanalyse (ANOVA/Tukey HSD test) av log kadmiuminnhold i hepatopankreas (formel 3-9) hos hunn- og hannkrabber fra Sotra og Senja. Signifikante forskjeller er merket med rødt skrift.

Cell No.	Tukey HSD test; variable Log Cd innhold i HP (Ark1 in Resultat_20122016) Approximate Probabilities for Post Hoc Tests Error: Between MS = .80470, df = 169.00					
	Lokalitet	Kjønn (1=Hunn, 2= Hann)	{1} -1.720	{2} -2.388	{3} -.4794	{4} -.7059
1	Sotra	Hunn		0.002736	0.000008	0.000008
2	Sotra	Hann	0.002736		0.000008	0.000008
3	Senja	Hunn	0.000008	0.000008		0.676554
4	Senja	Hann	0.000008	0.000008	0.676554	

9.3 VEDLEGG III: RÅDATA

Rådata fra Sotra

Tabell 9-8: Fullstendig oversikt over målte og observerte fysiske og biologiske parametere, samt analyserte elementkonsentrasjoner i hepatopankreas og klokjøtt hos taskekrabbe fra Sotra.

Krabbe nr.	Lokalitet	Tidspunkt for fangst	Skallbredde (mm)	Kjønn (1=Hunn, 2= Hann)	Parametre for hunnkrabber			Parametre for hannkrabber	
					Bredde på haleklaff (mm)	Spermplugg (0=ingen, 1= én plugg, 2=begge)	Utvendigrogn (0=no, 1=rester, 2=utrogn)	Klo- (chela) lengde (mm)	Klo- (chela) høyde (mm)
1	Sotra	Nov/Des	112.72	2				13.04	15.18
2	Sotra	Nov/Des	131.94	2				29.10	31.49
3	Sotra	Nov/Des	111.47	1	26.39	0	0		
4	Sotra	Nov/Des	138.78	1	41.08	0	0		
5	Sotra	Nov/Des	120.83	2				25.55	25.43
6	Sotra	Nov/Des	122.1	1	31.04	0	0		
7	Sotra	Nov/Des	126.64	1	35.02	0	0		
8	Sotra	Nov/Des	119.24	2				27.43	26.75
9	Sotra	Nov/Des	121.17	2				30.42	32.05
10	Sotra	Nov/Des	131.85	1	33.64	0	0		
11	Sotra	Nov/Des	96.58	2				20.09	19.81
12	Sotra	Nov/Des	129.49	1	35.97	0	0		
13	Sotra	Nov/Des	128.62	1	35.96	0	0		
14	Sotra	Nov/Des	112.73	2				23.60	24.93
15	Sotra	Nov/Des	155.27	2				38.41	43.91
16	Sotra	Nov/Des	109.09	2				22.19	24.19
17	Sotra	Nov/Des	125.45	1	32.66	0	0		

18	Sotra	Nov/Des	124.23	1	32.32	0	0		
19	Sotra	Nov/Des	108.63	2				21.75	23.03
20	Sotra	Nov/Des	109.56	1	25.64	0	0		
21	Sotra	Nov/Des	122.54	2				28.62	31.87
22	Sotra	Nov/Des	108.56	2				23.00	25.16
23	Sotra	Nov/Des	113.64	2				24.63	26.70
24	Sotra	Nov/Des	117.99	2				24.11	27.76
25	Sotra	Nov/Des	121.57	1	31.36	0	0		
26	Sotra	Nov/Des	122.61	2				25.63	28.03
27	Sotra	Nov/Des	109.01	1	25.73	0	0		
28	Sotra	Nov/Des	118.01	2				25.09	27.85
29	Sotra	Nov/Des	115.62	1	26.19	0	0		
30	Sotra	Nov/Des	171.99	1	52.62	0	0		
31	Sotra	Nov/Des	131.16	2				31.96	34.59
32	Sotra	Nov/Des	129.04	1	35.28	0	0		
33	Sotra	Nov/Des	138.29	1	38.37	0	0		
34	Sotra	Nov/Des	124.93	1	30.81	0	0		
35	Sotra	Nov/Des	133.64	1	36.28	0	0		
36	Sotra	Nov/Des	109.86	2				25.30	28.03
37	Sotra	Nov/Des	109.59	1	26.78	0	0		
38	Sotra	Nov/Des	180.17	2				44.98	51.12
39	Sotra	Nov/Des	174.89	2				44.27	50.16
40	Sotra	Nov/Des	170.25	2				42.12	48.27
41	Sotra	Nov/Des	166.28	1	48.63	0	0		
42	Sotra	Nov/Des	175.48	1	53.1	0	0		
43	Sotra	Nov/Des	170.86	2				43.73	48.75
44	Sotra	Nov/Des	151.63	1	42.05	0	0		
45	Sotra	Nov/Des	156.08	1	45.87	0	0		
46	Sotra	Nov/Des	156.99	1	44.11	0	0		
47	Sotra	Nov/Des	159.27	1	45.91	1	0		
48	Sotra	Nov/Des	167.55	1	49.69	1	0		
49	Sotra	Nov/Des	164.97	1	51.18	1	0		
50	Sotra	Nov/Des	138.14	1	39.78	0	0		
51	Sotra	Nov/Des	152.08	1	43.89	0	0		
52	Sotra	Nov/Des	156.27	1	47.22	0	0		
53	Sotra	Nov/Des	174.3	1	50.04	0	0		
54	Sotra	Nov/Des	168.38	1	50.13	0	0		
55	Sotra	Nov/Des	145.87	2				35.51	40.77
56	Sotra	Nov/Des	140.71	2				34.68	38.54
57	Sotra	Nov/Des	152.04	1	42.28	0	0		
58	Sotra	Nov/Des	141.6	2				35.79	39.93
59	Sotra	Nov/Des	157.91	1	49.08	0	0		
60	Sotra	Nov/Des	173.91	1	51.97	0	0		
61	Sotra	Nov/Des	168.97	1	52.41	0	0		
62	Sotra	Nov/Des	171.74	1	53.83	0	0		

63	Sotra	Nov/Des	153.78	2				36.98	41.39
64	Sotra	Nov/Des	161.3	1	51.00	0	0		
65	Sotra	Nov/Des	159.18	1	48.53	0	0		
66	Sotra	Nov/Des	151.42	1	44.22	0	0		
67	Sotra	Nov/Des	151.98	1	46.47	0	0		
68	Sotra	Nov/Des	162.11	1	47.27	0	0		
69	Sotra	Nov/Des	142.04	1	38.74	0	0		
70	Sotra	Nov/Des	146.03	1	41.41	0	0		
71	Sotra	Nov/Des	148.48	1	42.15	0	0		
72	Sotra	Nov/Des	135.9	1	36.53	0	0		
73	Sotra	Nov/Des	136.3	1	39.18	0	0		
74	Sotra	Nov/Des	149.44	1	44.14	0	0		
75	Sotra	Nov/Des	138.29	1	38.96	0	0		
76	Sotra	Nov/Des	137.34	1	37.28	0	0		
77	Sotra	Nov/Des	131.68	1	37.43	0	0		
78	Sotra	Nov/Des	132.73	1	35.82	2	0		
79	Sotra	Nov/Des	130.23	2				30.12	32.11
80	Sotra	Nov/Des	95.5	2				20.06	21.88
81	Sotra	Nov/Des	101.55	1	22.98	0	0		
82	Sotra	Nov/Des	97.5	2				20.01	21.85
83	Sotra	Nov/Des	89.61	1	18.21	0	0		
84	Sotra	Nov/Des	104.74	2				22.28	24.32
85	Sotra	Nov/Des	104.33	2				n.a.	n.a.
86	Sotra	Nov/Des	94.44	2				19.4	20.92
87	Sotra	Nov/Des	96.84	1	22.15	0	0		
88	Sotra	Nov/Des	94.33	2				19.42	21.34
89	Sotra	Nov/Des	102.22	2				20.62	21.79
90	Sotra	Nov/Des	99.11	2				21.46	23.42
91	Sotra	Nov/Des	100.74	1	22.69	0	0		
92	Sotra	Nov/Des	105.21	1	23.36	0	0		
93	Sotra	Nov/Des	91.91	1	18.09	0	0		
94	Sotra	Nov/Des	108.4	1	28.14	0	0		

Tabell 9-9: Fullstendig oversikt over målte og observerte fysiske og biologiske parametere, samt analyserte elementkonsentrasjoner i hepatopankreas og klokjøtt hos taskekrabbe fra Sotra. Fortsettelse av tabell 9-8.

Krabbe nr.	Lokalitet	Skallskiftestadie (1=vasskrabbe, 2=middels, 3=hardt)	Svarte flekker (0=ingen, 1=noe, 2=nye)	Epizoa (0=ingen, 1=noe, 2=nye)	Manglende klo eller miniklo (0=ingen, 1=én klo, 2=begge klør)	Manglende føtter (0=ingen, 1=1-2 føtter, 2=3 eller fler)	Klo mistet etter fangst (0=nei, 1=ja)	Føtter mistet etter fangst (0=nei, 1=ja)
1	Sotra	2	0	1	0	1	1	1
2	Sotra	2	0	1	0	0	0	0
3	Sotra	2	0	0	0	1	0	0
4	Sotra	3	2	1	0	1	0	0
5	Sotra	2	0	1	0	1	1	0
6	Sotra	3	0	1	0	2	0	0
7	Sotra	3	0	0	0	2	0	0
8	Sotra	3	2	1	0	1	0	0
9	Sotra	3	0	1	0	2	0	0
10	Sotra	3	0	0	0	1	0	0
11	Sotra	3	0	1	0	0	0	0
12	Sotra	3	1	1	0	1	0	0
13	Sotra	3	0	1	0	0	0	0
14	Sotra	3	1	1	0	1	0	0
15	Sotra	3	1	0	0	1	0	0
16	Sotra	3	0	1	0	2	0	1
17	Sotra	3	0	0	0	2	0	0
18	Sotra	3	0	1	1	1	0	1
19	Sotra	3	0	1	0	2	0	1
20	Sotra	3	0	1	0	0	0	0
21	Sotra	3	0	1	0	1	0	1
22	Sotra	3	0	0	1	0	0	0
23	Sotra	3	0	2	0	2	0	0
24	Sotra	3	0	1	0	0	0	0
25	Sotra	3	0	0	0	0	0	0
26	Sotra	3	0	1	0	1	0	1
27	Sotra	3	0	1	0	0	0	0
28	Sotra	3	0	0	0	0	0	0
29	Sotra	3	0	1	0	0	0	0
30	Sotra	3	0	0	0	0	0	0
31	Sotra	3	0	1	0	2	0	1
32	Sotra	3	0	1	0	1	0	1
33	Sotra	3	1	1	0	2	0	1
34	Sotra	3	0	1	0	2	0	1
35	Sotra	2	0	0	0	2	0	1
36	Sotra	3	0	2	0	2	0	1
37	Sotra	3	0	1	0	0	0	0
38	Sotra	2	0	0	0	2	0	1

39	Sotra	3	0	1	0	2	0	1
40	Sotra	3	0	1	0	0	0	0
41	Sotra	3	0	1	0	2	0	1
42	Sotra	3	0	0	0	0	0	0
43	Sotra	3	0	0	0	1	0	1
44	Sotra	3	0	1	0	1	0	1
45	Sotra	3	0	1	0	1	0	1
46	Sotra	3	0	0	0	1	0	1
47	Sotra	3	0	0	0	1	0	1
48	Sotra	3	0	0	0	1	0	1
49	Sotra	2	0	0	0	2	0	1
50	Sotra	3	0	0	0	1	0	1
51	Sotra	3	0	0	0	1	0	0
52	Sotra	3	0	0	1	1	0	0
53	Sotra	3	0	0	0	0	0	0
54	Sotra	3	0	1	0	2	0	0
55	Sotra	3	0	0	1	0	0	0
56	Sotra	3	0	1	0	0	0	0
57	Sotra	3	0	1	0	2	0	0
58	Sotra	3	1	1	0	2	0	1
59	Sotra	3	0	1	0	2	0	1
60	Sotra	3	0	1	0	2	0	1
61	Sotra	3	0	2	0	2	0	1
62	Sotra	3	0	0	0	2	0	1
63	Sotra	1	0	0	0	2	0	1
64	Sotra	2	0	0	0	2	0	1
65	Sotra	3	0	1	0	0	0	0
66	Sotra	3	1	1	0	2	0	1
67	Sotra	2	0	0	0	1	0	1
68	Sotra	2	0	0	0	0	0	0
69	Sotra	3	0	1	0	1	0	1
70	Sotra	3	0	0	0	1	0	0
71	Sotra	2	0	0	0	2	0	1
72	Sotra	3	0	1	0	1	0	1
73	Sotra	2	0	0	0	2	0	0
74	Sotra	3	2	1	0	1	0	1
75	Sotra	3	0	1	0	0	0	0
76	Sotra	3	0	0	0	0	0	0
77	Sotra	3	0	1	0	0	0	0
78	Sotra	2	0	0	0	1	0	1
79	Sotra	2	0	0	1	0	0	0
80	Sotra	3	0	1	0	1	0	0
81	Sotra	3	0	1	0	0	0	0
82	Sotra	3	0	1	0	0	0	0
83	Sotra	3	0	0	0	0	0	0

84	Sotra	3	0	1	0	1	0	1
85	Sotra	3	0	1	2	1	1	0
86	Sotra	3	0	2	0	1	0	1
87	Sotra	3	0	1	0	1	0	1
88	Sotra	3	0	1	0	0	0	0
89	Sotra	2	0	0	0	1	0	1
90	Sotra	3	0	2	0	1	0	1
91	Sotra	1	0	1	1	2	0	1
92	Sotra	3	0	1	0	1	0	1
93	Sotra	3	0	1	1	0	1	0
94	Sotra	3	0	1	0	1	0	1

Tabell 9-10: Fullstendig oversikt over målte og observerte fysiske og biologiske parametere, samt analyserte elementkonsentrasjoner i hepatopankreas og klokjøtt hos taskekrabbe fra Sotra. Fortsettelse av tabell 9-9.

Krabbe nr.	Lokalitet	Vekt av hel krabbe (g)	Spermatheca (0=nei,1=ja)	Visuell matfylde	HP tetthet og utseende	Visuell gonademodningsgrad	HP-vekt (g)	Gonade-vekt hos modne hunnkrabber (g)
1	Sotra	171.58	0	3	2	3	20.62	
2	Sotra	370.86	0	2	2	2	33.10	
3	Sotra	176.26	0	3	4	1	16.10	
4	Sotra	394.17	1	4	3	4	23.18	47.13
5	Sotra	260.05	0	3	2	3	25.34	
6	Sotra	252.72	0	3	3	2	32.6	
7	Sotra	255.46	1	2	2	2	20.39	
8	Sotra	264.47	0	2	2	3	17.77	
9	Sotra	297.28	0	3	2	3	29.67	
10	Sotra	330.00	1	3	2	2	27.37	
11	Sotra	137.77	0	3	2	2	16.96	
12	Sotra	329.86	1	4	4	2	41.15	
13	Sotra	335.86	1	3	3	2	34.05	
14	Sotra	220.41	0	4	3	2	26.05	
15	Sotra	620.70	0	4	2	3	60.29	
16	Sotra	186.02	0	3	2	2	14.26	
17	Sotra	252.41	1	4	4	2	24.07	
18	Sotra	267.63	1	4	4	3	31.54	8.20
19	Sotra	185.92	0	3	3	2	13.98	
20	Sotra	194.23	0	3	3	2	18.88	
21	Sotra	286.62	0	3	3	2	31.40	
22	Sotra	185.69	0	3	3	2	15.78	
23	Sotra	221.09	0	4	4	2	22.21	
24	Sotra	220.97	0	4	4	2	20.41	

25	Sotra	259.76	1	3	3	2	21.94	
26	Sotra	268.52	0	4	4	3	29.29	
27	Sotra	193.23	1	4	4	2	20.05	
28	Sotra	267.12	0	4	4	2	31.24	
29	Sotra	227.58	0	4	4	2	23.91	
30	Sotra	781.40	1	4	3	4	75.81	49.30
31	Sotra	378.02	0	4	4	3	38.77	
32	Sotra	295.54	1	3	2	2	30.07	
33	Sotra	352.13	1	4	4	4	30.34	44.13
34	Sotra	257.88	1	4	3	2	31.12	
35	Sotra	316.48	1	3	2	2	33.29	
36	Sotra	186.37	0	3	3	3	18.28	
37	Sotra	198.49	1	4	4	2	23.34	
38	Sotra	901.70	0	3	2	3	91.90	
39	Sotra	821.00	0	3	4	3	71.87	
40	Sotra	868.70	0	4	4	3	78.98	
41	Sotra	613.20	1	3	3	4	56.82	35.84
42	Sotra	790.50	1	3	2	2	83.86	
43	Sotra	798.80	0	3	2	3	71.78	
44	Sotra	501.19	1	4	3	2	51.06	
45	Sotra	575.64	1	4	4	4	56.98	68.30
46	Sotra	555.86	1	3	3	2	53.87	
47	Sotra	508.86	1	2	2	2	49.02	
48	Sotra	679.40	1	3	2	3	63.67	21.23
49	Sotra	647.00	1	3	2	3	63.97	16.37
50	Sotra	372.17	1	4	2	4	43.34	30.65
51	Sotra	505.33	1	4	3	4	48.74	28.28
52	Sotra	486.73	1	3	2	4	53.25	33.28
53	Sotra	693.70	1	2	3	2	59.96	
54	Sotra	653.50	1	4	4	4	75.05	19.87
55	Sotra	452.82	0	3	2	3	43.71	
56	Sotra	497.23	0	4	4	3	49.95	
57	Sotra	433.80	1	3	4	3	48.22	15.24
58	Sotra	517.07	0	4	4	3	57.87	
59	Sotra	514.33	1	3	3	3	56.40	15.25
60	Sotra	662.10	1	4	4	4	51.52	120.93
61	Sotra	673.30	1	4	4	4	74.28	50.08
62	Sotra	678.80	1	3	3	3	74.52	20.86
63	Sotra	525.30	0	3	2	3	49.24	
64	Sotra	557.61	1	3	2	2	68.82	14.53
65	Sotra	549.23	1	3	3	4	50.58	n.a.
66	Sotra	460.45	1	3	3	4	39.75	49.98
67	Sotra	511.92	1	3	3	2	59.55	
68	Sotra	578.94	1	3	3	2	73.29	
69	Sotra	409.62	1	3	3	2	44.60	

70	Sotra	470.89	1	3	4	3	43.15	8.97
71	Sotra	451.91	1	3	3	3	52.21	8.66
72	Sotra	381.20	1	4	4	4	33.04	58.70
73	Sotra	369.60	1	2	3	2	37.60	
74	Sotra	487.39	1	3	4	4	44.62	26.91
75	Sotra	395.77	1	3	3	2	51.49	
76	Sotra	390.01	1	4	4	4	43.18	31.05
77	Sotra	341.29	1	3	3	2	39.71	
78	Sotra	315.46	1	2	3	3	30.29	7.34
79	Sotra	310.47	0	2	2	3	27.60	
80	Sotra	132.17	0	3	4	2	12.19	
81	Sotra	148.19	0	3	3	1	17.19	
82	Sotra	131.91	0	3	4	2	12.69	
83	Sotra	110.14	0	3	2	1	12.23	
84	Sotra	184.25	0	4	3	2	24.31	
85	Sotra	136.96	0	3	3	3	16.30	
86	Sotra	129.09	0	3	3	2	14.75	
87	Sotra	139.14	0	3	3	1	16.13	
88	Sotra	137.74	0	3	4	3	18.69	
89	Sotra	142.09	0	2	2	1	13.87	
90	Sotra	148.89	0	3	4	2	19.33	
91	Sotra	124.97	0	2	2	1	12.82	
92	Sotra	174.64	0	4	4	1	23.68	
93	Sotra	106.59	0	2	2	1	10.08	
94	Sotra	201.89	1	4	4	2	23.26	

Tabell 9-11: Fullstendig oversikt over målte og observerte fysiske og biologiske parametere, samt analyserte elementkonsentrasjoner i hepatopankreas og klokjøtt hos taskekrabbe fra Sotra. Fortsettelse av tabell 9-10.

Krabbe nr.	Lokalitet	Elementkonsentrasjon i HP (mg/kg v.v.)					Vekt av hel klokjøtt (g)	Klokjøtt -vekt (g)	Elementkonsentrasjon i klokjøtt (mg/kg v.v.)				
		As	Cd	Hg	Pb	Se			As	Cd	Hg	Pb	Se
1	Sotra	28.64	8.71	0.08	0.03	1.98							
2	Sotra	28.94	3.63	0.05	0.05	2.50							
3	Sotra	37.12	3.82	0.04	0.03	2.20							
4	Sotra	41.21	31.87	0.09	0.03	2.53							
5	Sotra	28.15	4.47	0.04	0.02	1.45							
6	Sotra	37.13	13.09	0.06	0.04	1.55							
7	Sotra	38.69	5.11	0.06	0.03	2.10							
8	Sotra	46.41	5.00	0.07	0.08	1.68							

9	Sotra	26.42	9.04	0.04	0.04	0.98							
10	Sotra	31.11	3.96	0.05	0.08	2.56							
11	Sotra	21.80	4.39	0.04	0.03	1.40	14.29	4.11	18.58	0.0015	0.051	<0.005	0.61
12	Sotra	50.87	5.84	0.08	0.06	1.55							
13	Sotra	26.69	8.74	0.04	0.03	1.88							
14	Sotra	48.34	3.67	0.08	0.05	2.64							
15	Sotra	41.09	1.38	0.03	0.03	2.74							
16	Sotra	38.59	3.59	0.05	0.02	1.75	20.86	7.02	30.61	0.0018	0.058	<0.004	0.74
17	Sotra	21.41	4.91	0.07	0.03	1.74							
18	Sotra	20.14	9.67	0.05	0.03	1.35							
19	Sotra	26.80	3.02	0.05	0.02	1.98	18.58	7.32	23.85	0.0027	0.038	0.004	0.60
20	Sotra	36.94	2.85	0.04	0.02	2.10	17.50	5.85	34.37	0.0020	0.039	<0.005	0.99
21	Sotra	29.74	2.82	0.06	0.05	2.23							
22	Sotra	24.90	3.45	0.03	0.04	2.96	22.17	7.61	22.79	0.0019	0.030	0.006	0.79
23	Sotra	43.78	6.11	0.04	0.02	1.41							
24	Sotra	59.00	1.82	0.08	0.02	2.13							
25	Sotra	26.22	2.67	0.04	0.06	3.13							
26	Sotra	21.92	6.38	0.04	0.03	1.61							
27	Sotra	30.22	3.80	0.04	0.08	1.24	16.60	5.49	27.31	0.0015	0.047	0.016	0.69
28	Sotra	45.07	6.01	0.10	0.02	2.34							
29	Sotra	42.53	3.35	0.08	0.06	3.57							
30	Sotra	36.38	3.51	0.07	0.04	2.84	73.43	22.07	22.74	0.0013	0.082	0.006	0.96
31	Sotra	30.51	11.55	0.07	0.02	2.55							
32	Sotra	53.19	4.84	0.05	0.03	2.94							
33	Sotra	44.55	16.93	0.05	0.03	1.86							
34	Sotra	20.24	1.91	0.03	0.02	2.11							
35	Sotra	19.91	3.39	0.04	0.02	1.51							
36	Sotra	24.97	1.97	0.04	0.02	0.98							
37	Sotra	24.80	3.51	0.07	0.02	1.65							
38	Sotra	26.85	5.19	0.06	0.20	3.39	163.90	56.18	9.40	0.0009	0.025	0.017	0.78
39	Sotra	23.86	1.19	0.04	0.07	2.59	74.64	27.59	15.22	0.0009	0.027	0.011	0.68
40	Sotra	24.80	1.04	0.07	0.05	1.00	140.83	42.36	43.39	0.0014	0.116	0.006	0.88
41	Sotra	46.03	11.77	0.07	0.06	3.66	70.93	25.43	36.55	0.0022	0.076	0.011	1.98
42	Sotra	28.81	2.53	0.06	0.09	3.42	147.21	58.40	19.54	0.0021	0.066	0.010	1.38
43	Sotra	25.16	3.57	0.06	0.30	5.20	132.64	52.33	7.65	0.0010	0.018	0.018	0.68
44	Sotra	21.88	2.80	0.04	0.03	2.25							
45	Sotra	63.20	7.74	0.12	0.04	1.58							
46	Sotra	33.48	13.92	0.10	0.06	3.02	63.94	17.35	26.35	0.0055	0.080	0.005	1.17
47	Sotra	25.42	3.41	0.04	0.19	6.48	59.28	23.68	12.27	0.0035	0.038	0.016	0.77
48	Sotra	25.86	8.63	0.10	0.07	2.50	67.15	24.72	28.04	0.0039	0.099	0.010	1.10
49	Sotra	21.41	4.39	0.05	0.07	2.14	71.67	21.13	15.18	0.0030	0.046	0.007	0.73
50	Sotra	58.21	5.26	0.08	0.26	6.07							
51	Sotra	52.05	11.65	0.07	0.08	5.89							
52	Sotra	32.42	2.31	0.04	0.08	4.36							
53	Sotra	27.66	3.98	0.08	0.05	2.09	75.35	31.84	24.88	0.0053	0.102	0.012	0.82

54	Sotra	60.42	1.57	0.11	0.04	1.76	75.24	20.81	23.58	0.0035	0.156	0.014	1.60
55	Sotra	32.12	3.75	0.11	0.14	5.33							
56	Sotra	13.88	0.69	0.03	0.16	2.28							
57	Sotra	34.25	6.35	0.05	0.02	1.36							
58	Sotra	26.28	6.13	0.07	0.02	1.50							
59	Sotra	80.18	11.37	0.12	0.10	6.06	52.58	16.96	24.45	0.0032	0.052	0.007	0.95
60	Sotra	27.16	2.17	0.08	0.06	1.91	69.17	20.86	24.55	0.0028	0.122	0.011	1.10
61	Sotra	28.55	1.13	0.09	0.05	1.75	67.29	21.47	19.42	0.0024	0.181	0.009	1.13
62	Sotra	28.51	2.51	0.08	0.04	2.90	66.86	25.22	24.41	0.0021	0.094	0.012	1.23
63	Sotra	31.51	2.63	0.03	0.11	3.82							
64	Sotra	40.58	5.87	0.07	0.19	5.10	54.47	21.10	23.16	0.0029	0.059	0.034	1.33
65	Sotra	49.95	3.95	0.06	0.12	4.20	45.17	13.31	21.86	0.0022	0.056	0.028	1.61
66	Sotra	63.55	9.20	0.08	0.04	3.92							
67	Sotra	36.19	3.71	0.07	0.28	3.56							
68	Sotra	33.49	1.41	0.06	0.08	2.48	52.93	17.33	34.15	0.0014	0.130	0.030	2.18
69	Sotra	56.62	18.26	0.06	0.03	2.51							
70	Sotra	28.34	8.95	0.04	0.03	1.98							
71	Sotra	40.47	11.69	0.07	0.06	3.67							
72	Sotra	52.44	2.01	0.09	0.06	4.09							
73	Sotra	39.36	2.28	0.04	0.02	2.04							
74	Sotra	49.35	15.73	0.08	0.02	2.16							
75	Sotra	35.69	2.20	0.05	0.03	1.41							
76	Sotra	39.12	5.99	0.07	0.08	6.15							
77	Sotra	78.15	14.33	0.07	0.17	4.24							
78	Sotra	32.35	2.21	0.05	0.02	2.97							
79	Sotra	17.98	0.50	0.06	0.04	2.02							
80	Sotra	24.86	1.61	0.02	0.01	0.91	14.96	4.34	20.18	0.0020	0.059	<0.005	0.62
81	Sotra	23.95	4.29	0.05	0.02	2.54	13.90	4.37	20.58	0.0018	0.045	<0.005	0.73
82	Sotra	28.99	1.90	0.04	0.03	1.65	14.78	5.05	26.48	0.0013	0.043	<0.005	0.64
83	Sotra	19.55	1.56	0.04	0.05	1.71	10.50	3.56	20.10	0.0021	0.031	0.005	0.58
84	Sotra	25.26	4.37	0.05	0.03	2.54	20.59	6.58	19.85	0.0012	0.045	<0.006	0.75
85	Sotra	17.60	4.84	0.03	0.02	2.04							
86	Sotra	29.34	8.40	0.04	0.03	1.56	13.52	4.80	18.10	0.0052	0.041	<0.005	0.63
87	Sotra	16.78	3.45	0.03	0.02	1.70	14.21	4.52	13.57	0.0051	0.035	<0.005	0.69
88	Sotra	43.03	2.50	0.03	0.01	1.52	15.20	4.13	25.51	0.0028	0.052	<0.006	0.77
89	Sotra	17.80	4.60	0.04	0.03	1.94	14.52	5.30	10.64	0.0016	0.027	<0.004	0.36
90	Sotra	23.33	5.67	0.04	0.02	1.78	17.49	5.44	26.17	0.0021	0.069	<0.006	0.74
91	Sotra	21.70	4.25	0.04	0.04	1.63	13.03	4.86	13.00	0.0016	0.027	<0.003	0.32
92	Sotra	27.30	8.54	0.06	0.03	1.97	17.82	5.64	28.14	0.0021	0.072	<0.005	1.21
93	Sotra	22.95	2.81	0.03	0.03	1.87	10.77	3.56	17.81	0.0014	0.026	<0.004	0.43
94	Sotra	36.31	8.21	0.05	0.03	2.12	18.76	5.63	25.50	0.0024	0.050	<0.006	0.83

Rådata fra Senja

Tabell 9-12: Fullstendig oversikt over målte og observerte fysiske og biologiske parametere, samt analyserte elementkonsentrasjoner i hepatopankreas og klokjøtt hos taskekrabbe fra Senja.

Krabbe nr.	Lokalitet	Tidspunkt for fangst	Skallbredde (mm)	Kjønn (1=Hunn, 2= Hann)	Parametre for hunnkrabber			Parametre for hannkrabber	
					Bredde på haleklaff (mm)	Spermplugg (0=ingen, 1= én plugg, 2=begge)	Utvendigrogn (0=no, 1=rester, 2=utrogn)	Klo- (chela) lengde (mm)	Klo- (chela) høyde (mm)
1	Senja	August	100.08	2				20.32	23.23
2	Senja	August	105.68	2				23.83	26.48
3	Senja	August	99.01	2				22.06	23.57
4	Senja	August	106.12	2				24.15	26.01
5	Senja	August	101.82	2				21.88	24.02
6	Senja	August	108.46	1	24.15	0	0		
7	Senja	August	172.93	1	53.15	0	0		
8	Senja	November	172.13	2				44.66	50.59
9	Senja	November	177.72	1	53.94	0	0		
10	Senja	November	177.11	2				48.44	57.14
11	Senja	November	161.52	2				45.35	51.31
12	Senja	November	126.18	2				28.18	31.92
13	Senja	November	165.45	2				45.19	50.95
14	Senja	November	124.90	2				30.32	33.48
15	Senja	November	118.93	1	30.73	0	0		
16	Senja	November	123.42	2				27.19	29.43
17	Senja	November	119.06	1	28.20	0	0		
18	Senja	November	139.98	1	39.49	0	0		
19	Senja	November	140.79	2				37.25	41.20
20	Senja	November	156.43	1	43.95	0	0		
21	Senja	November	145.50	1	40.85	0	0		
22	Senja	November	141.71	1	37.40	0	0		
23	Senja	November	168.12	2				45.66	50.99
24	Senja	November	139.61	2				38.69	42.93
25	Senja	November	132.75	2				31.85	34.95
26	Senja	November	129.84	2				29.11	32.65
27	Senja	November	129.25	2				29.96	32.12
28	Senja	November	139.40	2				36.30	39.57
29	Senja	November	164.62	1	47.63	2	0		
30	Senja	November	139.01	1	37.48	1	0		
31	Senja	November	150.60	1	43.09	0	0		
32	Senja	November	147.02	1	42.70	0	0		
33	Senja	November	144.95	1	41.06	0	0		
34	Senja	November	136.74	1	38.98	0	0		
35	Senja	November	145.39	1	39.83	0	0		
36	Senja	November	145.46	1	43.42	0	0		

37	Senja	November	155.08	1	45.53	0	0		
38	Senja	November	149.26	2				36.19	41.95
39	Senja	November	125.73	2				29.16	33.18
40	Senja	November	156.79	1	46.76	0	0		
41	Senja	November	120.08	2				26.76	29.33
42	Senja	November	117.73	1	30.04	0	0		
43	Senja	November	107.31	2				23.25	25.54
44	Senja	November	101.10	1	22.52	0	0		
45	Senja	November	122.45	1	33.39	0	0		
46	Senja	November	109.25	1	29.30	0	0		
47	Senja	November	112.78	2				24.69	26.75
48	Senja	November	123.85	2				28.06	31.08
49	Senja	November	125.10	2				27.90	29.99
50	Senja	November	128.79	1	33.40	0	0		
51	Senja	November	128.76	1	33.03	0	0		
52	Senja	November	116.11	1	29.63	0	0		
53	Senja	November	108.34	2				23.37	25.96
54	Senja	November	125.38	1	31.22	0	0		
55	Senja	November	116.16	2				27.26	31.72
56	Senja	November	119.38	1	30.77	0	0		
57	Senja	November	132.42	2				31.95	34.55
58	Senja	November	161.23	1	50.30	0	0		
59	Senja	November	150.54	2				41.39	47.18
60	Senja	November	146.74	2				41.69	47.79
61	Senja	November	144.94	2				39.23	44.49
62	Senja	November	112.33	2				24.99	26.65
63	Senja	November	166.39	1	52.69	2	0		
64	Senja	November	157.21	1	46.24	2	0		
65	Senja	November	157.32	2				39.43	44.00
66	Senja	November	158.07	1	47.49	0	0		
67	Senja	November	156.70	1	45.92	0	0		
68	Senja	November	154.90	1	45.99	0	0		
69	Senja	November	157.47	2				42.33	47.51
70	Senja	November	144.23	2				39.31	42.46
71	Senja	November	149.14	2				41.47	45.11
72	Senja	November	147.96	2				40.44	44.39
73	Senja	November	184.63	1	54.61	0	0		
74	Senja	November	178.64	1	54.13	0	0		
75	Senja	November	176.00	1	53.46	0	0		
76	Senja	November	161.12	1	46.73	0	0		
77	Senja	November	152.74	2				40.70	46.18
78	Senja	November	150.04	2				41.06	45.52
79	Senja	Desember	109.00	2				n.a.	n.a.
80	Senja	Desember	173.00	1	n.a.	2	0		

Tabell 9-13: Fullstendig oversikt over målte og observerte fysiske og biologiske parametere, samt analyserte elementkonsentrasjoner i hepatopankreas og klokjøtt hos taskekrabbe fra Senja. Fortsettelse av tabell 9-12.

Krabbe nr.	Lokalitet	Skallskiftstadiet (1=vasskrabbe, 2=middels, 3=hardt)	Svarte flekker (0=ingen, 1=noe, 2=nye)	Epizoa (0=ingen, 1=noe, 2=nye)	Manglende klo eller miniklo (0=ingen, 1=én klo, 2=begge klør)	Manglende føtter (0=ingen, 1=1-2 føtter, 2=3 eller fler)	Klo mistet etter fangst (0=nei, 1=ja)	Føtter mistet etter fangst (0=nei, 1=ja)
1	Senja	1	0	0	1	1	0	0
2	Senja	2	0	0	0	0	0	0
3	Senja	2	0	0	0	0	0	0
4	Senja	2	0	1	0	0	0	0
5	Senja	3	0	1	0	0	0	0
6	Senja	2	0	0	0	0	0	0
7	Senja	3	1	1	0	0	0	0
8	Senja	1	0	0	0	1	0	0
9	Senja	3	0	1	1	1	0	0
10	Senja	3	0	1	0	1	0	0
11	Senja	1	0	0	0	1	0	0
12	Senja	3	0	1	0	0	0	0
13	Senja	1	0	0	1	0	0	0
14	Senja	3	0	0	0	1	0	0
15	Senja	3	0	1	0	2	0	0
16	Senja	3	2	2	1	2	0	0
17	Senja	3	2	2	0	1	0	0
18	Senja	2	0	0	0	2	0	0
19	Senja	3	1	1	0	0	0	0
20	Senja	3	0	1	0	0	0	0
21	Senja	2	1	1	0	1	0	0
22	Senja	3	0	0	0	0	0	0
23	Senja	3	1	1	0	0	0	0
24	Senja	1	0	0	0	0	0	0
25	Senja	3	1	1	0	1	0	0
26	Senja	3	1	1	0	1	0	1
27	Senja	3	0	0	0	1	0	0
28	Senja	3	1	1	0	1	0	0
29	Senja	1	0	0	0	0	0	0
30	Senja	1	0	0	0	1	0	0
31	Senja	3	0	1	0	0	0	0
32	Senja	3	0	1	1	1	0	0
33	Senja	3	1	1	0	1	0	0
34	Senja	3	0	0	0	0	0	0
35	Senja	3	0	1	0	0	0	0
36	Senja	3	0	0	0	0	0	0
37	Senja	3	1	0	0	0	0	0
38	Senja	3	0	1	0	1	0	0

39	Senja	3	0	0	0	0	0	0
40	Senja	3	0	1	0	1	0	0
41	Senja	3	0	0	0	0	0	0
42	Senja	2	0	1	0	0	0	0
43	Senja	3	0	0	1	0	0	0
44	Senja	2	0	0	0	0	0	0
45	Senja	3	0	1	0	0	0	0
46	Senja	3	0	1	1	1	0	0
47	Senja	3	0	0	1	0	0	0
48	Senja	3	1	1	0	1	0	0
49	Senja	3	0	0	0	0	0	0
50	Senja	3	1	1	0	1	0	0
51	Senja	1	0	0	0	0	0	0
52	Senja	3	1	1	0	1	0	0
53	Senja	3	0	0	0	1	0	0
54	Senja	3	0	0	0	0	0	0
55	Senja	1	0	0	1	2	0	1
56	Senja	2	0	0	0	1	0	0
57	Senja	3	0	0	0	0	0	0
58	Senja	3	0	1	0	0	0	0
59	Senja	3	1	1	0	0	0	0
60	Senja	3	0	1	0	0	0	0
61	Senja	1	0	0	0	0	0	0
62	Senja	2	0	0	0	1	0	0
63	Senja	1	1	0	0	0	0	0
64	Senja	2	0	0	0	0	0	0
65	Senja	3	1	1	0	0	0	0
66	Senja	3	0	1	0	1	0	0
67	Senja	3	0	1	0	1	0	0
68	Senja	3	1	1	0	0	0	0
69	Senja	1	0	0	0	0	0	0
70	Senja	3	0	1	0	1	0	0
71	Senja	3	0	0	0	0	0	0
72	Senja	1	0	0	0	0	0	0
73	Senja	3	1	2	0	0	0	0
74	Senja	3	2	1	0	1	0	0
75	Senja	3	1	0	1	0	0	0
76	Senja	3	1	2	0	0	0	0
77	Senja	3	0	1	0	1	0	0
78	Senja	3	1	1	0	1	0	0
79	Senja	3	2	1.5	1	2	0	0
80	Senja	1	0	0	0	0	0	0

Tabell 9-14: Fullstendig oversikt over målte og observerte fysiske og biologiske parametere, samt analyserte elementkonsentrasjoner i hepatopankreas og klokjøtt hos taskekrabbe fra Senja. Fortsettelse av tabell 9-13.

Krabbe nr.	Lokalitet	Vekt av hel krabbe (g)	Spermatheca (0=nei,1=ja)	Visuell matfylde	HP tetthet og utseende	Visuell gonademodningsgrad	HP-vekt (g)	Gonade-vekt hos modne hunnkrabber (g)
1	Senja	122.88		2	1	2	13.59	
2	Senja	195.80		2	2	2	15.66	
3	Senja	143.86		3	3	2	13.92	
4	Senja	185.67		4	3	2	20.08	
5	Senja	171.99		4	3	2	19.03	
6	Senja	196.06	0	3	1	1	26.91	n.a.
7	Senja	782.00	1	3	2	3	66.72	23.45
8	Senja	791.07		2	2	3	83.62	
9	Senja	684.83	2	3	3	3	64.80	18.63
10	Senja	973.33		3	2	3	80.79	
11	Senja	676.06		3	2	3	56.37	
12	Senja	320.94		4	3	2	40.93	
13	Senja	545.87		2	2	3	65.23	
14	Senja	344.54		4	4	3	39.10	
15	Senja	221.77	1	3	2	2	25.59	3.70
16	Senja	237.43		3	2	3	20.75	
17	Senja	251.70	0	3	1	3	22.27	5.97
18	Senja	399.37	2	3	2	3	36.17	10.12
19	Senja	500.54		3	3	3	39.42	
20	Senja	533.52	2	2	2	3	60.16	14.69
21	Senja	470.40	0	4	3	4	46.26	33.89
22	Senja	404.48	2	3	3	2	53.81	5.00
23	Senja	805.71		3	3	3	50.64	
24	Senja	491.42		3	2	3	37.75	
25	Senja	388.64		3	3	3	41.86	
26	Senja	327.09		4	3	3	33.45	
27	Senja	349.32		4	4	3	47.93	
28	Senja	493.83		3	3	3	40.66	
29	Senja	637.72	2	2	1	2	67.06	
30	Senja	383.50	2	1	1	2	36.77	5.00
31	Senja	540.38	2	3	3	4	56.76	12.99
32	Senja	475.17	2	4	2	4	23.42	66.02
33	Senja	443.13	2	4	2	4	27.93	39.03
34	Senja	380.19	0	4	4	2	50.67	7.21
35	Senja	422.77	2	2	2	2	21.54	1.01
36	Senja	465.72	2	4	3	4	58.09	13.12
37	Senja	588.65	2	4	3	4	43.34	64.99
38	Senja	590.85		4	4	3	54.22	
39	Senja	319.63		4	3	3	33.28	

40	Senja	532.78	2	4	2	4	44.41	60.70
41	Senja	291.19		4	4	3	35.87	
42	Senja	250.54	2	3	3	2	32.04	2.79
43	Senja	184.97		3	3	3	26.48	
44	Senja	158.87	0	3	3	1	17.32	
45	Senja	292.57	2	4	3	3	33.39	6.99
46	Senja	180.61	2	3	2	3	13.88	14.11
47	Senja	226.04		3	3	3	27.56	
48	Senja	292.47		4	3	3	26.65	
49	Senja	314.15		3	2	2	32.08	
50	Senja	298.40	0	4	4	2	36.86	5.00
51	Senja	294.15	2	3	2	2	37.55	5.00
52	Senja	235.55	0	3	3	2	28.13	
53	Senja	204.39		4	4	3	29.28	
54	Senja	281.67	2	4	3	2	40.52	
55	Senja	193.47		2	2	3	21.28	
56	Senja	235.04	0	3	2	2	30.90	5.00
57	Senja	402.10		4	4	3	49.48	
58	Senja	672.62	2	4	3	4	52.22	46.63
59	Senja	702.86		4	3	3	55.76	
60	Senja	666.73		3	3	3	57.30	
61	Senja	538.45		3	2	2	45.79	
62	Senja	205.76		3	2	2	22.42	
63	Senja	674.04	2	2	2	2	59.35	
64	Senja	600.07	2	2	2	2	59.66	5.00
65	Senja	670.15		3	2	3	53.56	
66	Senja	533.19	2	3	2	3	60.62	14.64
67	Senja	586.33	2	4	3	3	65.21	19.24
68	Senja	554.00	2	3	2	2	61.14	5.00
69	Senja	661.85		3	2	3	57.91	
70	Senja	554.28		4	3	3	41.75	
71	Senja	668.29		3	3	3	52.58	
72	Senja	520.52		2	2	2	52.44	
73	Senja	961.73	2	4	3	4	76.22	51.64
74	Senja	871.57	2	4	3	4	45.91	93.59
75	Senja	850.93	2	3	2	4	64.54	32.32
76	Senja	651.83	2	1	2	2	39.36	5.00
77	Senja	646.91		4	3	3	50.53	
78	Senja	633.91		4	3	3	50.16	
79	Senja	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	11.61	
80	Senja	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	50.93	

Tabell 9-15: Fullstendig oversikt over målte og observerte fysiske og biologiske parametere, samt analyserte elementkonsentrasjoner i hepatopankreas og klokjøtt hos taskekrabbe fra Senja. Fortsettelse av tabell 9-14.

Krabbe nr.	Lokalitet	Elementkonsentrasjon i HP (mg/kg v.v.)					Vekt av hel klo (g)	Klokjøttvekt (g)	Elementkonsentrasjon i klokjøtt (mg/kg v.v.)				
		As	Cd	Hg	Pb	Se			As	Cd	Hg	Pb	Se
1	Senja	23.41	6.76	0.07	0.03	2.08	17.68	7.28	11.40	0.0054	0.028	<0.004	0.54
2	Senja	15.02	21.64	0.10	0.04	2.86	25.67	8.18	9.76	0.0041	0.022	<0.004	0.46
3	Senja	19.94	10.50	0.08	0.04	2.70	19.30	5.88	22.30	0.0049	0.045	<0.006	0.73
4	Senja	21.92	14.33	0.08	0.02	2.54	25.26	8.46	16.57	0.0056	0.035	<0.005	1.15
5	Senja	15.31	10.88	0.07	0.03	1.92	20.19	6.72	18.64	0.0040	0.040	<0.006	1.00
6	Senja	24.24	3.25	0.14	0.06	2.67	18.81	6.75	28.31	0.0037	0.044	<0.004	0.97
7	Senja	19.53	38.44	0.09	0.07	3.26	86.27	29.02	11.82	0.0027	0.025	<0.004	0.64
8	Senja	8.43	11.06	0.03	0.05	1.35	133.75	73.72	11.70	0.0016	0.018	<0.002	0.41
9	Senja	27.35	15.80	0.07	0.01	1.12	90.98	32.32	11.66	0.0089	0.035	<0.004	0.95
10	Senja	14.52	5.74	0.06	0.03	1.44	212.20	65.35	21.07	0.0029	0.042	<0.004	0.86
11	Senja	11.64	15.00	0.03	0.03	0.94	136.55	73.86	9.17	0.0085	0.032	<0.002	0.51
12	Senja	28.14	16.56	0.05	0.09	3.82							
13	Senja	11.13	7.40	0.04	0.01	0.58	126.63	74.34	7.75	0.0010	0.015	<0.002	0.33
14	Senja	15.25	16.97	0.07	0.06	2.19							
15	Senja	26.55	1.99	0.05	0.01	1.00	25.53	8.96	24.96	0.0049	0.052	<0.004	0.89
16	Senja	21.02	15.88	0.08	0.02	1.67							
17	Senja	20.43	14.57	0.04	0.04	2.46	27.98	10.06	14.57	0.0523	0.039	0.005	0.89
18	Senja	35.03	27.02	0.11	0.08	4.72							
19	Senja	16.19	19.67	0.09	0.01	1.36							
20	Senja	22.24	18.03	0.09	0.04	2.49							
21	Senja	23.94	13.76	0.07	0.02	1.95							
22	Senja	16.08	2.92	0.05	0.03	1.80							
23	Senja	27.38	46.51	0.07	0.03	1.08	162.06	55.39	15.45	0.0526	0.029	0.010	0.46
24	Senja	17.88	19.03	0.08	0.05	3.31							
25	Senja	12.76	4.59	0.09	0.12	2.15							
26	Senja	32.46	18.87	0.08	0.03	2.04							
27	Senja	29.72	7.78	0.10	0.06	2.26							
28	Senja	17.83	11.11	0.08	0.03	1.61							
29	Senja	16.56	14.47	0.03	0.05	1.62	59.42	26.65	8.52	0.0045	0.029	0.003	0.32
30	Senja	14.69	5.56	0.03	0.06	3.67							
31	Senja	18.33	8.19	0.07	0.01	1.97							
32	Senja	27.84	20.58	0.09	0.03	2.71							
33	Senja	40.48	43.64	0.10	0.05	2.19							
34	Senja	19.32	21.94	0.06	0.05	1.74							
35	Senja	35.71	23.43	0.07	0.02	0.96							
36	Senja	16.59	9.53	0.04	0.02	1.57							
37	Senja	38.36	15.07	0.07	0.03	2.49							
38	Senja	21.66	11.97	0.09	0.02	2.33							
39	Senja	14.87	11.03	0.06	0.01	1.88							

40	Senja	39.52	8.27	0.13	0.03	1.86	55.84	19.05	58.15	0.0225	0.090	<0.004	0.89
41	Senja	13.20	14.54	0.06	0.01	1.12	37.45	11.25	17.26	0.0059	0.055	<0.006	0.70
42	Senja	18.60	12.99	0.08	0.02	3.98	24.06	8.79	26.16	0.0067	0.044	<0.006	0.78
43	Senja	32.42	16.52	0.18	0.22	6.01	24.76	8.19	34.01	0.0415	0.051	<0.006	1.32
44	Senja	17.78	14.12	0.06	0.02	2.47	16.28	5.24	26.15	0.0066	0.131	<0.006	1.39
45	Senja	61.90	67.98	0.18	0.04	2.22							
46	Senja	17.97	0.02	0.11	0.01	1.06	17.72	5.08	28.03	0.0050	0.044	<0.005	1.38
47	Senja	18.93	4.02	0.05	0.04	2.22	27.90	8.69	12.15	0.0033	0.044	<0.006	0.60
48	Senja	23.09	7.95	0.06	0.04	1.36							
49	Senja	9.64	6.48	0.04	0.02	1.86							
50	Senja	44.49	36.74	0.10	0.02	1.73							
51	Senja	9.93	8.11	0.05	0.09	1.92							
52	Senja	29.45	18.41	0.10	0.04	1.59	22.58	7.48	21.12	0.0060	0.045	<0.005	0.76
53	Senja	43.87	20.55	0.11	0.08	5.96	25.80	8.56	16.17	0.0026	0.028	<0.006	1.68
54	Senja	43.76	19.74	0.19	0.12	4.59							
55	Senja	5.98	7.37	0.03	0.01	1.31	35.73	14.64	19.99	0.0041	0.022	0.004	0.83
56	Senja	16.00	4.44	0.05	0.05	1.54	24.80	9.01	12.34	0.0038	0.025	<0.004	0.66
57	Senja	25.45	9.46	0.16	0.24	4.24							
58	Senja	18.84	19.60	0.06	0.05	2.07	55.84	19.05	10.97	0.0044	0.047	0.007	0.63
59	Senja	7.47	4.39	0.03	0.01	0.53							
60	Senja	91.57	20.75	0.08	0.04	2.04							
61	Senja	13.55	27.96	0.06	0.03	0.87							
62	Senja	19.22	15.16	0.08	0.02	2.01	23.78	8.28	15.88	0.0047	0.024	<0.004	0.53
63	Senja	6.60	8.54	0.05	0.06	2.39	58.57	27.92	12.56	0.0091	0.038	0.006	0.35
64	Senja	10.34	7.06	0.05	0.06	2.04	61.65	23.13	58.04	0.0046	0.073	<0.003	0.66
65	Senja	13.63	27.13	0.05	0.03	1.78	106.64	37.02	12.08	0.0017	0.020	<0.004	0.37
66	Senja	14.19	11.33	0.03	0.03	1.21	59.73	20.62	11.41	0.0077	0.039	0.005	0.44
67	Senja	46.19	28.30	0.26	0.13	5.26							
68	Senja	20.60	15.59	0.04	0.01	0.64							
69	Senja	12.50	11.33	0.04	0.02	1.18	113.27	54.45	6.45	0.0015	0.016	0.003	0.53
70	Senja	61.60	31.36	0.08	0.03	2.02							
71	Senja	15.32	6.34	0.08	0.06	3.22							
72	Senja	6.48	17.54	0.03	0.01	0.49							
73	Senja	6.86	9.43	0.03	0.01	0.92	98.24	35.74	45.94	0.0040	0.077	0.012	1.54
74	Senja	15.29	27.91	0.03	0.02	0.94	93.97	33.44	1.25	0.0010	0.046	<0.004	0.17
75	Senja	15.91	42.42	0.07	0.02	1.99	98.39	35.71	20.06	0.0239	0.090	0.004	0.52
76	Senja	15.61	34.50	0.04	0.01	0.93	66.07	22.21	12.18	0.0119	0.084	0.004	0.72
77	Senja	49.42	62.32	0.11	0.09	3.81							
78	Senja	162.6 3	165.5 9	0.21	0.08	4.28							
79	Senja	15.61	8.30	0.05	0.01	1.22	27.69	8.81	98.87	0.0458	0.155	0.009	1.34
80	Senja	7.49	30.24	0.04	0.01	0.63	72.81	31.45	41.66	0.0243	0.101	0.004	0.67