



UNIVERSITETET I AGDER

HSN Høgskolen
i Sørøst-Norge

Mastergradsavhandling i Akvatisk økologi

2017

Tidsanalyse av bentisk bløtbunnsfauna i Kristiansandsfjorden

Har det forekommet endringer i bløtbunnsfauna fra 1983 til 2016?

Rita Næss

Veileder

Øyvind Kaste

Eivind Oug

Universitetet i Agder

Fakultet for teknologi og realfag

Institutt for naturvitenskapelige fag

Høgskolen i Sørøst-Norge

Fakultet for allmennvitenskapelige fag

Institutt for natur-, helse- og miljøvern fag

© Rita Næss 2017

Masteroppgave i Akvatisk økologi, retning marin økologi, 2017.

Innlevert som oppgave i emnet BIO500 Masteroppgave.

Akvatisk økologi er et felles masterprogram mellom Universitetet i Agder (UiA) og Høgskolen i Sørøst-Norge (HSN), med spesialisering innenfor marin økologi (ved UiA) eller ferskvannøkologi (ved HSN).

Alle rettigheter reservert. Ingen deler av denne oppgaven kan kopieres uten tillatelse fra forfatteren.

Masteroppgaven er gjennomført og godkjent som et ledd i utdanningen ved UiA og HSN, og er godkjent som en del av utdanningen. Denne godkjenningen innebærer ikke at universitet/høgskolen inntår for de metoder som er anvendt og de konklusjoner som er trukket.

Universitetet i Agder

Fakultet for teknologi og realfag

Institutt for naturvitenskapelige fag

Gimlemoen

4604 Kristiansand

<http://www.uia.no>

© 2017 Rita Næss

Denne avhandlingen representerer 60 studiepoeng

Sammendrag

Kristiansandsfjorden har i en årrekke vært utsatt for sterk belastning forårsaket av menneskelige aktiviteter. Hovedproblemene i fjorden har vært knyttet til høye konsentrasjoner av organisk materiale, klororganiske forbindelser, PAH og tungmetaller, som hovedsakelig har sin kilde fra utslipp av kommunalt avløpsvann og industriutslipp. Det har blitt iverksatt ulike tiltak i fjorden: utslippsreduksjoner for industri, bygging av kommunale renseanlegg og tildekking av forurenset sediment. Disse tiltakene har ført til en bedring av miljøtilstanden, men den har fortsatt ikke nådd miljømålet satt av Vannforskriften. Det har blitt opprettet flere overvåkningsprogram for å undersøke miljøtilstanden i ulike områder av fjorden.

I denne undersøkelsen ble det utført artsidentifisering av syv prøver av bunnfauna tatt i 2016, hvor det ble identifisert i alt 70 arter. Disse prøvene var ikke komplette ved at deler av overflatesedimentet hadde blitt fjernet for bruk til kjemisk analyse. Ved sammenligning av artslistene fra disse prøvene med artslistene fra komplette prøver, fra samme stasjon og år, ble det påvist at dersom deler av sedimentet fjernes vil enkelte arter utebli og individtetthet blir redusert.

For å undersøke tidsutviklingen til bløtbunnsfauna i fjorden, har det blitt benyttet et ferdig opparbeidet datasett, med prøver fra Hanneviksbukta, Fiskåbukta og Østergapet. Det har blitt sett på endringer i artssammensetning og individtetthet i de tre områdene, blitt gjort en estimering av biomasse basert på beregnet individvekt og utført en økologisk tilstandsklassifisering basert på bløtbunnsfauna. Artssammensetning, individtetthet og biomasse har generelt sett blitt vesentlig bedre på samtlige områdene. Det har blitt høyere individtetthet, flere antall arter og en større biomasse. Unntaket er stasjon EC1 i Fiskåbukta som hadde fått en reduksjon i antall arter. I de fleste prøvene var individtetthet og artsrikhet dominert av faunagruppen Polychaeta, men i senere tid har andelen til de andre gruppene hatt en økning. Det ble funnet lokale forskjeller i de tre områdene, men i nyere tid har forskjellen mellom Fiskåbukta og Hanneviksbukta blitt vesentlig mindre. Dette kom antakeligvis av en forbedret artssammensetning i Hanneviksbukta, som et resultat av tildekking av forurenset bunnsediment.

Tidlig på 1980-tallet ble den økologiske tilstanden klassifisert som *Dårlig* i store deler av det indre fjordområdet. Den økologiske tilstanden har hatt en bedring over tid. I 2016 fikk nesten samtlige stasjoner tilstandsklassen *God*. Unntaket var stasjonen fra Hanneviksbukta hvor det ikke hadde blitt foretatt bunnprøver i 2016, og dermed forble i tilstanden *Moderat* som den fikk i 2012. Østergapet fikk tilstandsklassen *God* i hele perioden.

Innholdsfortegnelse

Sammendrag	2
Innholdsfortegnelse	3
Forord.....	5
1 Innledning	6
1.1 Bakgrunn for undersøkelsen.....	6
1.2 Grunnleggende elementer i overvåkning	6
1.2.1 Bruk av bunnfauna i miljøovervåkning	6
1.2.2 Vanndirektivet	8
1.2.3 Trendovervåkning	11
1.3 Dagens overvåkning i Kristiansandsfjorden	12
2 Mål og forskningsmessig tilnærming.....	14
2.1 Hensikt og forskningsmessige spørsmål.....	14
2.2 Gjennomføring	15
3 Materiale og metoder	16
3.1 Områdebeskrivelse	16
3.1.1 Stasjoner.....	16
3.2 Forurensningens historie i Kristiansandsfjorden	18
3.2.1 Industri.....	19
3.2.2 Kommunalt avløpsvann	22
3.2.3 Diffuse kilder	24
3.2.4 Tildekking av Hanneviksbukta	24
3.2.5 Kostholdsråd.....	26
3.3 Prøvetaking og laboratorieanalyser	27
3.3.1 Feltarbeid	27
3.3.2 Laboratoriearbeid	29
3.4 Databearbeiding og analyse	30
3.4.1 Individvekt og estimert biomasse.....	30
3.4.2 Analyser.....	31
3.4.3 Økologisk tilstandsklassifisering.....	34
4 Resultater	38
4.1 Metodikk.....	38
4.1.1 Artsidentifisering.....	38
4.1.2 Artenes individvekt	40
4.2 Analyse av tidsutvikling	41
4.2.1 Artsrikkhet.....	41

4.2.2 Individtetthet	43
4.2.3 Prosentvis endring i individtetthet og artsrikhet	46
4.2.4 Norsk sensitivitetsindeks.....	47
4.2.5 Estimert biomasse.....	48
4.2.6 Klassifiseringsanalyse	52
4.2.7 Ordinasjonsanalyse	55
4.2.8 Viktigste arter	59
4.3 Økologisk tilstandsklassifisering	61
5 Diskusjon	64
5.1 Metodikk.....	64
5.1.1 Artsidentifisering.....	64
5.1.2 Individvekt	66
5.2 Analyse av tidsutvikling	67
5.2.1 Endring i artssammensetning, individtetthet og biomasse	67
5.2.2 Likhet innad og mellom områder	79
5.2.3 Artsutbredelse.....	84
5.3 Økologisk tilstandsklassifisering	85
5.4 Videre undersøkelser	90
6 Konklusjon	92
Referanser	93
Oversikt over tabeller og figurer	101
Vedlegg 1: Artsliste for Kristiansandsfjorden.....	104
Vedlegg 2: Arters individvekt	109
Vedlegg 3: Estimerte biomasseverdier	112
Vedlegg 4: Bray-Curtis likhetsmatrise	115
Vedlegg 5: Artsliste for tilleggsprøver	116
Vedlegg 6: Økologisk tilstandsklassifisering.....	119

Forord

For meg har dette har vært et lærerikt og spennende år. Det har vært et år hvor jeg gjennom hardt arbeid og (minst like viktig) gjennom utmerket veiledning fått sjansen til å lære om mange av de viktige prosessene i det marine økosystemet, og om slike systemers sårbarhet overfor forandring og menneskeskapte påvirkninger. Sommeren 2016 var jeg så heldig at jeg fikk være med på tokt med NIVA, hvor vi samlet inn bunnprøver fra Kristiansandsfjorden og flere steder langs kysten opp til Porsgrunn. Jeg har fått opplæring i å artsbestemme en rekke bløtbunnsarter, noe jeg trivdes godt med, og håper på å få muligheten til å jobbe mer med det i fremtiden.

I arbeidet med denne oppgaven har jeg kun hatt muligheten til å benytte en brøkdel av den kunnskapen som finnes om bunnfauna, og i fagfeltet generelt. Det har vært vanskeligere enn forventet å måtte velge hvilke punkter som skulle være med og hvilke jeg måtte se bort ifra, siden det var så mange interessante valgmuligheter.

Denne oppgaven hadde ikke vært mulig å få til uten bistanden jeg har fått fra NIVA. Listen over personer jeg ønsker å takke for meget god hjelp, er lang. Først og fremst vil jeg takke mine to fantastiske veiledere senior forsker Øyvind Kaste og forsker Eivind Oug. Øyvind for koordinering og veiledning av oppgaven. Eivind for all den kunnskapen han har lært bort, for opplæringen i kunsten å artsidentifisere og for veiledning av oppgaven generelt. Jeg vil også rette en stor takk til senior forsker Hilde Cecilie Trannum og forskerassistent Lise Ann Tveiten for opplæring i prøvetaking og for opplæring i bearbeiding av bløtbunnsprøver. Takk til forsker Gunhild Borgersen, fra NIVA i Oslo, for å ha utført tilstandsklassifisering på datasettet som ble brukt til økologisk klassifisering. Det rettes også en takk til hele staben på NIVA i Grimstad for å ha tatt imot meg med åpne armer og som har fått meg til å føle meg velkommen på deres arbeidsplass, takk også for lån av laboratoriet og kontor, og ikke minst alle de gode kakene på fredager. Jeg vil også takke mannskapet på G. M. Dannevig og M/S Dybingen (skjærgårdstjenesten) som tok meg med på mine første, av forhåpentlig mange, innsamlingstokt. Til slutt vil jeg gi en stor takk til min kjære samboer Kjetil Monge, for all støtte, oppmuntring og hjelp i denne perioden. Jeg regner med at alle som har skrevet en masteroppgave vet at det kan være hektisk og til tider være mye å gjøre. Det er da godt å ha en person man kan støtte seg på og som gir oppmuntrende ord.

<Kristiansand, Mai 2017 >

<Rita Næss>

1 Innledning

1.1 Bakgrunn for undersøkelsen

Kristiansandsfjorden har i lang tid vært påvirket av menneskelige aktiviteter som har ført til stor belastning på fjordens økosystemer. Hovedproblemene i fjorden har vært knyttet til tungmetaller, organiske miljøgifter og organiske stoffer, spesielt fra kommunalt kloakkutslipp og industrielt avløpsvann (Molvær, Solheim, & Kallqvist, 1986; Næs & Rygg, 2001). I senere tid har trenden snudd og begynt å gå mot en forbedret miljøtilstand. Dette har ikke skjedd av seg selv, men etter iverksettelse av ulike tiltak de siste tiårene som nå er påkrevd ifølge norsk lov (Vannforskriften, 2006). I 2000 trådte EUs vanndirektiv i kraft for alle medlemsland, og ble implementert i Norge gjennom EØS-avtalen i 2008 (EU Water Framework Directive, 2000). For å sikre gjennomføringen av vanndirektivet i Norge har myndighetene utarbeidet den norske vannforskriften som trådte i kraft i 2007 (Vannforskriften, 2006). Dette har blitt myndighetenes verktøy for å få en helhetlig forvaltning, og for å sikre en bærekraftig bruk av vannmiljøet (Direktoratsgruppa Vanndirektivet, 2013). Det har blitt utformet metoder for klassifisering av vannforekomster etter to ulike prinsipper, økologisk og kjemisk, som sier noe om hvordan miljøtilstanden er. Dette har ført til opprettelse av flere overvåkningsprogrammer i Kristiansandsfjorden, som vurderer miljøstatus opp mot vannforskriftens bestemmelser og overvåkningsveilederen (Direktoratsgruppa Vanndirektivet, 2010; Vannforskriften, 2006).

Denne oppgaven er utført i tilknytning til et overvåkningsprogram for bedriftene Elkem Solar og Elkem Carbon i Kristiansand. Det har blitt samlet inn prøver av bunnfauna for å klassifisere miljøtilstanden, og blitt utført analyser av tidligere data, fra 1983 til 2016, for å vurdere tidsutviklingen i fjorden. I tillegg har det blitt undersøkt om det finnes lokale forskjeller i fjorden og blitt målt individvekt til en rekke arter.

1.2 Grunnleggende elementer i overvåkning

1.2.1 Bruk av bunnfauna i miljøovervåkning

Sedimentet på havbunnen er et habitat hvor man ved normal tilstand vil finne en meget artsrik fauna (Berge, Borgersen, & Norling, 2011). Bunnfauna utgjør en stor del av den marine biodiversiteten, og består av mange ulike arter (Rees, Bergman, Birchenough, Borja, & de Boois, 2009). Den mest artsrike faunagruppen er Polychaeta (mangebørstemark), etterfulgt av

Bivalvia (musling) og Crustacea (krepser) (Gray & Elliott, 2009). Organismene i bunnfaunaen utgjør et samfunn bestående av virvelløse dyr over 1 mm (makroinvertebrater) som lever i (infauna) eller på (epifauna) bunnsedimentet (Berge et al., 2011; Schøyen et al., 2013). Bunnfauna kan bestå av både mobile, stedeegne og fastsittende arter, men de fleste artene er relativt stasjonære (Gray & Elliott, 2009; Schøyen et al., 2013). I tillegg kan et samfunn bestå av arter med flere former for næringsopptak: herbivore, karnivore, omnivore og detritivore (Renaud, Tessmann, Evenset, & Christensen, 2011). Biomassen til bunndyr varierer svært, og er avhengig av flere faktorer relatert til kvantitativ og kvalitativ føde, substrat og topp-ned kontroll fra predatorer (Tumbiolo & Downing, 1994). Bunnfauna utfører viktige prosesser i marine økosystemer, som modifisering av den fysiske og kjemiske strukturen på bunnoverflaten (Gray & Elliott, 2009), samt remineralisering og redistribusjon av sedimenterende organisk materiale (McLusky & Elliott, 2004; Wassmann, 1997; Welsh, 2003).

Bunnfauna representerer flere trofiske nivåer i næringskjeden, og utgjør en viktig forbindelse mellom primærproduksjonen og høyere trofiske nivåer (Comito & Ambrose Jr, 1985; McLusky & Elliott, 2004; Snelgrove, 1998). De fleste arter i bløtbunnsfauna lever av organiske partikler som synker til bunnen, hovedsakelig fra primærproduksjonen i de øvre vannlag (Rygg, 1998b). Bunnfauna er føde for en rekke arter, både andre bunndyr, fisk, pattedyr og fugler, og spiller dermed en vesentlig rolle i bioakkumulering¹ av miljøgifter oppover i næringskjeden (Barrett, Anker-Nilssen, Gabrielsen, & Chapdelaine, 2002; Gunnarsson, Björk, Gilek, Granberg, & Rosenberg, 2000; Hjelset, Andersen, Gjertz, Lydersen, & Gulliksen, 1999; T. Pedersen, Nilsen, Nilssen, Berg, & Reigstad, 2008). Miljøgifter er lite nedbrytbare, og kan akkumuleres til skadelige konsentrasjoner oppover i næringskjeden (Knutsen & Alexander, 2009). Sekundærproduksjonen til bunnfauna påvirkes av flere abiotiske og biotiske faktorer, slik som menneskelig utnyttelse og fysiske forhold, noe som kan ha en effekt på individuell vekst, rekruttering og populasjonsdødelighet hos flere arter (Cusson & Bourget, 2005; Dolbeth, Cusson, Sousa, & Pardal, 2012; Frank, Petrie, Choi, & Leggett, 2005).

¹ Bioakkumulering: opphoping av fremmede stoffer i organismer

Mange av de tidligste marine undersøkelserne bestod av klassifisering og beskrivelse av forskjellige arter (Gray & Elliott, 2009). Én av pionerene i dette feltet var den svenske naturforskeren Carl von Linné (1707-1778) som utviklet klassifiseringssystemet på organismer som fortsatt blir brukt den dag i dag (Gray & Elliott, 2009). På begynnelsen av 1900-tallet ble det rettet større oppmerksomhet mot kvantitative studier på artssammensetning og strukturen til bunnfauna (Gray & Elliott, 2009). I dag er prøvetaking av bløtbunnsfauna ofte brukt for å undersøke miljøtilstanden i marine områder (Rygg, 1998a). Bunnfauna brukes ofte som biologiske indikatorer i marin overvåkning (Direktoratsgruppa Vanndirektivet, 2013; Elliott, 1994). De ulike artene stiller særegne miljøkrav for å kunne leve i et område, og i tillegg vil biologiske interaksjoner påvirke mangfoldet av organismer (Connell, 1972; Lubchenco, 1980; Oug & Moy, 1991). Ved normale miljøforhold vil bunnfaunaen ha høy artsrikhet, mens ved naturlige eller menneskeskapte miljøforstyrrelser kan artssammensetningen endres og føre til redusert artsrikhet (Oug & Moy, 1991). Ømfintlige arter forsvinner og tolerante arter vil ofte øke i mengde, som betyr at artsmangfoldet (diversiteten) avtar (Rygg, 1995). Det er utviklet en rekke indekser og numeriske metoder for å beskrive bunnfaunaens sammensetning og for å beskrive miljøtilstanden.

1.2.2 Vanndirektivet

Vanndirektivet setter klare og konkrete mål om miljøforbedringer og legger rammene for hva som er god vannforvaltning (EU Water Framework Directive, 2000). Hovedmålet med direktivet er å få en helhetlig forvaltning av vannforekomstene, ved å sikre bærekraftig bruk av vannmiljøet (Direktoratsgruppa Vanndirektivet, 2013). Alle vannforekomster skal oppnå god miljøtilstand innen gitte frister ved å iverksette tiltak dersom det er nødvendig for å oppnå målet, og sikre at vannmiljø som er i god tilstand ikke forringes (Direktoratsgruppa Vanndirektivet, 2013). Vanndirektivet ble implementert i norsk lov gjennom Vannforskriften i 2007. Formålet med forskriften er å sikre en mer helhetlig og økosystembasert vannforvaltning i Norge, ved utarbeiding av helhetlige regionale vannforvaltningsplaner, i henhold til vanndirektivet (Vannforskriften, 2006). I følge kravene til vannforskriften skal alle vannforekomster oppnå minst *God* økologisk og kjemisk tilstand innen år 2021, og det kreves fastsettelse av økologisk miljøstatus i alle Vannforekomster (Direktoratsgruppa Vanndirektivet, 2011). For å fastsette miljøstatusen skal det utføres karakterisering og klassifisering av hver vannforekomst, ved hjelp av ulike veiledere som har blitt utformet (Direktoratsgruppa Vanndirektivet, 2011, 2013). Hensikten med karakteriseringen er å danne et grunnbilde av forholdene i hver enkelt vannforekomst (Direktoratsgruppa Vanndirektivet,

2011). For hver vannforekomst skal det undersøkes hvilke påvirkninger den er utsatt for, hvilke konsekvenser påvirkningene har, og det skal utføres en risikovurdering av om vannforekomsten er i fare for ikke å nå miljømålene innen 2021 (Direktoratsgruppa Vanndirektivet, 2011). Dersom det er risiko for å ikke nå miljømålet skal det iverksettes tiltak for å forbedre tilstanden, og disse tiltakene skal deretter overvåkes for å undersøke om de gir ønsket effekt (Direktoratsgruppa Vanndirektivet, 2011). I klassifiseringen utføres det økologisk og kjemisk tilstandsvurdering for hver vannforekomst (Direktoratsgruppa Vanndirektivet, 2013). For å fastslå miljøtilstanden har det blitt utarbeidet et klassifiseringssystem med konkrete klassegrenser (EQR) for biologiske overvåkningselementer til bruk i økologisk tilstandsvurdering og grenseverdier (EQS) for miljøgifter til bruk i kjemisk tilstandsvurdering (Direktoratsgruppa Vanndirektivet, 2013, 2016).

Bløtbunnsfauna er et viktig overvåkningselement, et såkalt biologisk kvalitetselement, som benyttes i klassifisering av den økologiske tilstanden til kystvann (Direktoratsgruppa Vanndirektivet, 2013). Ved vurdering av den økologiske tilstanden brukes flere ulike indekser som beregner artsmangfold og/eller ømfintlighet (Direktoratsgruppa Vanndirektivet, 2013). Artsmangfoldet er et mål på diversiteten i et samfunn, og beregnes ut fra antall arter og antall individer for hver art (Oug & Moy, 1991). Bunndyr har en forholdsvis lang levetid, hvor de fleste artene har et sårbart pelagisk livsstadium (McLusky & Elliott, 2004; Schøyen et al., 2013). Dette gjør at de er godt egnet som indikator på stress, som for eksempel miljøforandringer og forurensning (Ros & Cardell, 1991; Schøyen et al., 2013). I tillegg er bunndyr relativt stasjonære, og består av arter med forskjellig grad av ømfintlighet overfor stress (McLusky & Elliott, 2004). Ulike arter reagerer forskjellig på skadelige miljøforhold, siden artenes ømfintlighet varierer (Rygg, 2002). Artenes grad av ømfintlighet brukes til å anslå miljøtilstanden i et område basert på innslag av arter med ulik ømfintlighet i samfunnet (Rygg, 1995).

Rygg (1995) argumenterer at indekser har en tendens til å underestimere visse faktorer, og at for å få god oversikt over miljøtilstanden i et område er det viktig å benytte seg av flere og ulike indekser. Ved tilstandsklassifisering av bløtbunnsfauna i Norge brukes det fem ulike indekser for artsmangfold og/eller ømfintlighet. «Shannon – Wiener indeksen», som er den mest brukte indeksen, beregner en verdi på artsmangfold basert på antall arter og fordelingen av antall individer fra de forskjellige artene i en prøve (Direktoratsgruppa Vanndirektivet, 2013; Gray & Pearson, 1982). I tillegg brukes Hurlberts diversitetsindeks (ES_{100}), som gir en verdi på artsmangfold ved bruk av sannsynlighetsberegning. Indeksen beregner

artsmangfoldet basert på forventet antall arter blant 100 tilfeldig valgte individer i prøven (Hurlbert, 1971). Olsgard og Gray (1995) har vist at måling av artsmangfold ikke er tilstrekkelig sensitivt for å beskrive hele effekten av forurensning av bløtbunnsfauna, siden de ikke tar hensyn til artenes identitet. Derfor benyttes det i tillegg indekser som bruker artenes grad av ømfintlighet i fastsettelsen av miljøtilstand.

Det har blitt utført flere omfattende undersøkelser på arters toleranse og ømfintlighet overfor ulike forurensninger. Det har blitt vist at indekser kan være nyttige for vurdering av forskjellige menneskelige påvirkninger, slik som fysiske endringer i habitatet og tilførsler av tungmetaller (Borja, Franco, & Pérez, 2000). Flere bentiske dyregrupper, som Polychaeta, har blitt brukt som indikator på stress og forurensning (Ros & Cardell, 1991; Samuelson, 2001). Tidligere publiserte resultater om bunnfauna sin toleranse og ømfintlighet overfor forurensning er for det meste basert på organisk belastning (Mirza & Gray, 1981; Pearson & Rosenberg, 1978; Rygg, 1986, 1995), men det har også blitt utført undersøkelse rundt industriforurensning med tungmetaller (Rygg, 1985b). Det har vært noe uenighet om enkelte arters klassifisering av ømfintlighet, men for de fleste artene har det vært ingen, eller kun ubetydelig, forskyvninger på grad av ømfintlighet.

I tillegg til de to indeksene for artsmangfold brukes det tre ulike indekser (AMBI, ISI, NSI) for arters ømfintlighet i klassifiseringen av økologisk tilstand i kystvann i Norge (Direktoratsgruppa Vanndirektivet, 2013). Indeksen AMBI (AZTI's Marine Biotic Index) bruker en semi-kvantitativ skala for arters toleranse, hvor artene plasseres inn i én av fem økologiske grupper ut fra grad av toleranse. Denne indeksen er først og fremst basert på arters toleranse i forhold til organisk belastning (Borja et al., 2000; Borja, Muxika, & Franco, 2003). AMBI er inkludert i den norske kvalitetsindeksen NQI1, som er en sammensatt indeks som bruker både artsmangfold og arters toleranse i sin beregning av miljøtilstanden (Direktoratsgruppa Vanndirektivet, 2013). Det brukes i tillegg to sensitivitetsindekser, ISI og NSI, som er spesifikke for norske farvann, hvor ømfintligheten er satt ved bruk av data fra norskekysten. ISI (Indicator Species Index) er en kvalitativ indeks som kun bruker tilstedeværelsen av arter i beregning av sensitivitet, mens NSI (Norwegian Sensitivity Index) er en kvantitativ indeks som bruker artens tetthet for å vektlegge forskjellige arters sensitivitet (Rygg & Norling, 2013).

Rygg og Norling (2013) sammenlignet resultatet fra NSI med AMBI og ISI₂₀₁₂ langs en forstyrrelsesgradient i norskekysten og Nordsjøen, og fant at NSI ga en bedre vurdering av miljøtilstanden enn AMBI, og at ISI₂₀₁₂ i tre av fem tilfeller ga bedre vurdering av

miljøtilstanden enn NSI. Dette illustrerer at bruk av flere indekser vil øke kvaliteten på vurderinger av miljøtilstanden.

1.2.3 Trendovervåkning

Våren 1988 skjedde det en kraftig oppblomstring av planktonalgen *Chrysochromulina polylepis*, som spredte seg med strømmen langs kysten av Sør-Norge (Berge, Green, & Rygg, 1988). Ved å kombinere biotester og kjemiske metoder ble det påvist at denne planktonalgen var giftproduserende (Underdal, Skulberg, Dahl, & Aune, 1989). Kyststrekningen fra Grimstad til Kristiansand var et av områdene som ble hardest rammet (Berge et al., 1988). Oppblomstringen ble først oppdaget på grunn av stor dødelighet hos oppdrettslaks i Sverige i 1988 (Berge et al., 1988). Oppblomstringen førte til massiv ødeleggelse i fiskeoppdrett, på stasjonær villfisk, virvelløse dyr og fastsittende alger på hardbunn. (Berge et al., 1988; Gjøsæter & Johannessen, 1988). Oppblomstringen ble sett på som en konsekvens av menneskeskapt forurensning fra kloakkvann, jordbruksavrenning og industriutslipp (Moy et al., 2002). Slike funn satte sterkt press på å få bygget kommunale renseanlegg med fosfatfelling (Moy et al., 2002). I tillegg ble det satt fokus på behov for nasjonal overvåkning. Hendelsen var grunnlaget for å iverksette løpende overvåkning for å finne ut hvor stor den naturlige variasjonen er i økosystemer (Rygg, 1990). I 1989 fikk Norsk institutt for vannforskning (NIVA) i oppgave å utforme et langtids overvåkningsprogram for norskekysten i Skagerrak, på oppdrag fra Statens forurensningstilsyn (SFT) (Rygg, 1990). Overvåkingen ble kalt Kystovervåkningsprogrammet (nå kalt Økokyst) og er administrert av Klima- og Forurensningsdirektoratet (Klif) gjennom statlig program for forurensningsovervåkning (Moy et al., 2002; A. Pedersen et al., 1995). Formålet med programmet er å få oversikt over miljøtilstanden med hensyn til næringsalter, identifisere kilder til næringsaltene og å kartlegge endringer og effekt av næringsaltene (Moy et al., 2002). Våren 1990 startet innsamlingen av data langs kyststrekningen i Skagerrak (Moy et al., 2002). Innsamling av data for både økologiske og kjemiske kvalitetselementer, og undersøkelser på dem, har blitt ledet av NIVA og utført i samarbeid med Havforskningsinstituttet (HI) (Rygg, 1990).

Under oppblomstringen ble det ikke påvist umiddelbare forstyrrelser på bløtbunnsfauna i områder som ikke tidligere hadde hatt skader, men enkelte områder hadde svak eller unormal rekruttering (A. Pedersen, Oug, & Green, 1989). Det ble antatt at den unormale rekrutteringen kunne komme av at svært mange bunndyr har larvestadie som lever pelagisk i de øvre vannlag, og at larvene kunne ha blitt påvirket av algeoppblomstringen (Berge et al., 1988).

Undersøkelser av bløtbunnsfauna i perioden 1986 til 1991 viste at det var endringer i artssammensetningen etter oppblomstringen (Olsgard, 1993). Alle trofiske nivåer av bløtbunnsfauna hadde blitt redusert, og omtrent halvparten av all bløtbunnsfauna i Sør-Norge var utslettet (Olsgard, 1993; Rygg, 1998b). Det antas at årsak til dette var en ettervirkningen fra algeoppblomstringen i 1988, ved at bunnfauna fikk i seg giftstoffene etter å ha ernært seg på døde *Chrysochromulina polylepis* og avføringspellets fra herbivore dyreplankton som inneholdt giftstoffene (Olsgard, 1993).

På slutten av 1990 var det fremdeles markerte ettervirkninger, som følge av endret artssammensetning, men det hadde vært en forbedring sammenlignet med like etter oppblomstringen (Johannessen & Gjøsæter, 1990; A. Pedersen et al., 1989). I perioden 1990 til 1995 begynte tettheten til bunnfauna å øke betydelig, men i 1996 var det en tendens til nedgang (Rygg, 1998b). Denne utviklingen samsvarte nært med forløpet i vannmassenes innhold av partikulært organisk materiale, for det meste plankton, hvor en god del synker til bunns og gir næring til bløtbunnsfauna (Rygg, 1998b).

1.3 Dagens overvåkning i Kristiansandsfjorden

Etter myndighetenes krav om overvåkning av industrien langs kysten, har det blitt iverksatt flere overvåkningsprogrammer i Kristiansandsfjorden. Overvåkningen har til hensikt å vurdere industriens utslipp og dens effekter på nærliggende sjøområder i henhold til de føringene som er lagt i Vannforskriften (Håvardstun & Schaanning, 2014). Bedriftene skal overvåke om utslippet påvirker både den økologiske og den kjemiske tilstanden i vannforekomsten. (Næs, Oug, & Håvardstun, 2017).

Elkem Carbon AS og Elkem Solar AS har siden 2010 hatt et overvåkningsprogram for bedriftens nærliggende sjøområde i Fiskåbukta i Kristiansandsfjorden (Næs, Håvardstun, Oug, & Allan, 2011). Overvåkningsprogrammet er koblet opp mot forurensningsmyndighetenes generelle overvåkning av fjorden (Næs, Allan, & Håvardstun, 2012). Formålet er å påvise eventuelle endringer i miljøtilstanden, hvilke effekter forurensningen til bedriftene har i det nærliggende sjøområdet og i tillegg være et supplement til myndighetens generelle overvåkning av fjorden (Næs et al., 2012). Det har blitt utført omtrent årlige undersøkelser, i perioden 2010 til 2016, av tungmetaller og polysykliske aromatiske hydrokarboner (PAH) i vann, blåskjell og sedimenter (Håvardstun & Næs, 2016; Næs et al., 2012; Næs, Håvardstun, & Allan, 2015; Næs et al., 2011; Næs, Håvardstun, Oug, & Allan, 2013; Næs et al., 2017). I tillegg har det blitt utført undersøkelser på

artssammensetning til bunnfauna i 2010, 2012 og 2016 (Næs et al., 2011; Næs et al., 2013; Næs et al., 2017).

I 2010 ble det også opprettet et overvåkningsprogram for nærliggende sjøområder til Glencore Nikkelverk AS (tidligere Falconbridge og Xstrata) i Hanneviksbukta i Kristiansandsfjorden (Håvardstun, Molvær, & Næs, 2011). Overvåkningen er utført på oppdrag fra fylkesmannen i Vest-Agder, og har det samme formålet som overvåkningsprogrammet til Elkem-bedriftene (Håvardstun et al., 2011). Det har blitt utført overvåkning av metaller og klororganiske forbindelser i vann, blåskjell og sedimenter i 2010, 2011, 2012 og 2014/2015, samt undersøkelse av bløtbunnsfauna i 2012 (Håvardstun et al., 2011; Næs & Håvardstun, 2012, 2013; Schøyen & Håvardstun, 2016).

2 Mål og forskningsmessig tilnærming

2.1 Hensikt og forskningsmessige spørsmål

Hensikten med denne oppgaven er å undersøke om deler av metodikken som benyttes er fordelaktig. Det skal i tillegg undersøkes om det har forekommet endringer i den bentiske bløtbunnsfauna i tre valgte områder, Hanneviksbukta, Fiskåbukta og Østergapet, i Kristiansandsfjorden fra perioden 1983 til 2016.

Metodikk:

- Blir det avvik i artssammensetning og individtetthet i prøver hvor det har blitt tatt ut deler av overflatesedimentet til kjemisk analyse?

Prediksjon: dersom deler av overflatesedimentet tas ut, forventes det av enkelte arter kan utebli fra artslisten og at antall individer vil bli noe lavere.

Artssammensetning:

- Har det forekommet endring i artsrikhet og individtetthet i de valgte områdene i Kristiansandsfjorden over tid?
- Har det vært lokale forskjeller i artssammensetning mellom de tre valgte områdene i Kristiansandsfjorden i den samme perioden?

Prediksjon: Det forventes at antall arter (artsrikhet) og antall individer (individtetthet) i Kristiansandsfjorden har hatt en økning med tiden, etter iverksettelsen av flere miljøtiltak. Ut ifra forskjellig grad og type belastninger forventes det å være lokale forskjeller mellom de tre områdene, men det forventes også at disse forskjellene har blitt redusert etter at miljøtiltak ble iverksatt.

Biomasse:

- Har det forekommet endringer i den estimerte biomassen i de tre valgte områdene i Kristiansandsfjorden?

Prediksjon: Det forventes at den estimerte biomassen i Kristiansandsfjorden har hatt en økning med tiden, etter iverksettelsen av flere tiltak. Eventuelle endringer i artssammensetningen vil gjenspeiles i den estimerte biomassen.

Økologisk tilstand:

- Har det forekommet endringer i den økologiske tilstanden, kun basert på artssammensetningen i bunnfauna, i de valgte områdene i Kristiansandsfjorden?

Prediksjon: Det forventes at den økologiske tilstanden til Kristiansandsfjorden har forbedret seg med tiden, etter iverksettelsen av flere tiltak. Endringer i den økologiske tilstanden vil kunne gjenspeiles i artssammensetningen.

2.2 Gjennomføring

Det ble valgt å dele undersøkelsen inn i to deler: analyse av tidsutvikling basert på et eksisterende datasett fra 1983 til 2016, og estimering av biomassen ved å utføre måling av individvekt som våtvekt for hver art fra egne prøver fra 2016.

NIVA har i flere tiår hatt i oppgave å periodisk samle inn bløtbunnsprøver fra stasjonene i Kristiansandsfjorden, og årlig fra stasjonene fra Økokyst programmet. Enkelte av stasjonene har data helt tilbake til 1983. De ferdig opparbeidede artslistene ble benyttet til å se på endring i artssammensetning og biomasse over tid. Datasettet ble i tillegg brukt til å utføre tre ulike analyser for å se på lokale forskjeller innad og mellom stasjoner og områder over tid, og til å utføre en økologisk tilstandsklassifisering basert kun på bløtbunnsfauna. Egen opparbeidet artsliste ble ikke benyttet sammen med det eksisterende datasettet. Årsaken er at deler av prøvematerialet ble fjernet for å utføre en kjemisk analyse, noe som kan ha ført til at enkelte arter uteble og en redusert individtetthet. Dette førte til at egen artsliste ikke var sammenlignbar med det ferdig opparbeidede datasettet fra NIVA.

På egne prøver ble det utført artsidentifisering og opparbeiding av artsliste, for å bli kjent med prosedyren og for å få opplæring i artsidentifisering. I tillegg ble egne prøver brukt til å finne arters individvekt for å lage en estimert biomasseverdi av det ferdig opparbeidede datasettet. Egne prøver ble sammenlignet med eksisterende prøver fra 2016, for å undersøke metodikken som benyttes. Det antas at når deler av overflatesedimentet tas ut for kjemisk analyse vil det resultere i avvik i artssammensetning og individtetthet. Ved å sammenligne egne prøver, hvor deler av overflatesedimentet er tatt ut, med eksisterende prøver fra 2016 kan man finne svar på om det faktisk forårsaker avvik.

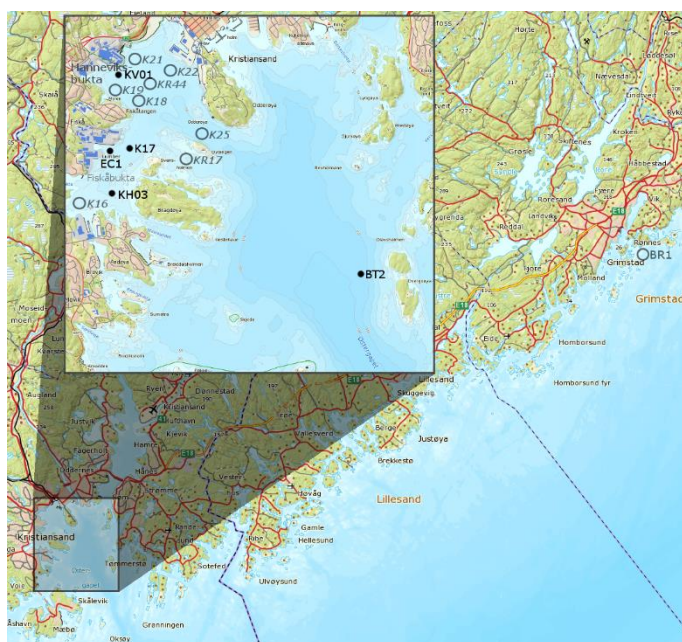
3 Materiale og metoder

3.1 Områdebeskrivelse

Kristiansandsfjorden ligger i Kristiansand kommune i Vest-Agder. Fjorden består av flere vik og utgjør et langstrakt system på omkring 20 km, med et nedbørsfelt på 5.789 km² (Stene-Johansen, 1971). Fjordens dypeste punkt ligger på omkring 260 m, store deler av fjorden har dyp på over 150 m, mens Vesterhavn har et dyp på mellom 20-50 m (Stene-Johansen, 1971). Den har ingen terskel, så den har fri utskifting av vannmassen utenfor. Oppholdstid for vannmassene er på 1-2 dager for overflatevann, og 2-3 dager for dypvann (Molvær et al., 1986; Oug & Moy, 1991). Etter inndeling i vanddirektivet ligger Kristiansandsfjorden i vannområdet Otra, som er en del av vannregionen Agder og tilhører økoregion Skagerrak (Vann-Nett, 2017d). Fjorden er inndelt i mange vannforekomster (Næs et al., 2017). Fjorden får tilførsel av marine arter fra den norske kyststrømmen i Skagerrak, havområdet som skiller Norge, Sverige og Danmark. Den norske kyststrømmen får tilførsel av brakkvann fra Østersjøen, samt ferskvann fra norske elver. I tillegg bidrar den sørlige delen av Nordsjøen med saltvann, som blir transportert langs vestkysten av Danmark til Skagerrak.

3.1.1 Stasjoner

I undersøkelsen ble det samlet inn prøver fra fem forskjellige stasjoner i Kristiansandsfjorden, hovedsakelig langs den vestre delen av fjorden. Stasjonene ligger i vannforekomsten *Kristiansandsfjorden – indre havn, Kristiansandsfjorden – indre og Østergapet – indre* (Vann-Nett, 2017b, 2017c, 2017e). I tillegg ble det samlet inn prøver fra én stasjon nær



Grimstad, BR1 Gråholmen. Figur 1 viser plasseringene av stasjonene i Kristiansandsfjorden og Grimstad.

Figur 1: Kart over undersøkelsesområdet med oversikt over posisjonene til stasjonene for innsamling av bløtunnfauna i Kristiansandsfjorden (fylt symbol) og tilleggsstasjoner til analyse (åpent symbol). Modifisert kart, originalen ble hentet fra Kartverket (2016).

Tabell 1 gir en oversikt over de seks forskjellige stasjonene: beliggenhet, dybde, hvilket prosjekt de inngår i, vanntype de har blitt karakterisert som i Vann-Nett og koordinatene til stasjonene (Vann-Nett, 2017a, 2017b, 2017c, 2017e).

Tabell 1: Oversikt over område, dybde, prosjekt, vanntype og koordinat til stasjonene.

Stasjonsnavn i parentes er gamle stasjonsnavn.), St: stasjon, VF: vannforekomst, D: dybde (meter).

St.	Område (VF)	D	Prosjekt	Vanntype	Koordinat N/Ø	
EC1	Fiskåbukta Kristiansandsfjorden- indre havn	20	Elkem Carbon	Beskyttet kyst/fjord	58°07,466	0,7°58,488
K17	Fiskåbukta Kristiansandsfjorden- indre havn	31	Elkem Carbon	Beskyttet kyst/fjord	58°07,507	0,7°58,785
KH03	Fiskåbukta Kristiansandsfjorden- indre	17	Elkem Carbon	Beskyttet kyst/fjord	58°07,163	0,7°58,669
KV01	Hanneviksbukta Kristiansandsfjorden- indre havn	31	Glencore Nikkelverk	Beskyttet kyst/fjord	58°08,170	0,7°58,562
BT2 (BB9)	Østergapet Østergapet-indre	194	Økokyst	Moderat eksponert kyst	58°06,932	0,8°01,888
BR1 (B05)	Gråholmen Grimstad - ytre	50	Økokyst	Åpen eksponert kyst	58,32524	8,62874

I tillegg ble det for analyse av tidsutvikling benyttet data fra syv stasjoner i Vesterhavn.

Tabell 2 gir en oversikt over stasjonskode, plasseringen av stasjonene, dybde og koordinater.

Disse stasjonene ble benyttet i clusteranalyse, multidimensjonal skalering og økologisk tilstandsklassifisering.

Tabell 2: Oversikt over tilleggsstasjoner brukt i clusteranalyse, multidimensjonal skalering og økologisk tilstandsklassifisering. Stasjonskode (St.), område, dybde (D: meter) og koordinater.

St.	Område	D	Koordinat (N/Ø)	
K16	Fiskåbukta	17	58,12026	7,97126
K18	Vesterhavn	43	58,13244	7,98267
K21	Vesterhavn	31	58,13636	7,98415
K22	Vesterhavn	40	58,13612	7,99246
K25	Odderøya	65	58,12978	7,9989
KR17 (*)	Bragdøya	20	58,12418	7,9958
KR44 (*)	Vesterhavn	39	58,13545	7,98668

* kun brukt i økologisk tilstandsklassifisering

3.2 Forurensningens historie i Kristiansandsfjorden

Det har blitt gjort mange store undersøkelser av miljøtilstanden og kartlegging av industriutslipp i Kristiansandsfjorden, helt tilbake til slutten på 1960-tallet (Knutzen, Martinsen, Næs, Oug, & Oehme, 1991; Knutzen et al., 1998; Kolstad, 1975; Molvær, 1986; Næs, 1985, 1992; Stene-Johansen, 1971; Åsen, 1973). Kristiansandsfjorden har mottatt forurensning fra mange og svært ulike kilder. Rundt 1970 ble det påvist at utslipp til fjorden forårsaket betydelige forureningsproblemer (Molvær et al., 1986). Det ble gjort en omfattende forundersøkelse og befaringer i perioden 1968 til 1970 (Stene-Johansen, 1971). I 1982 til 1984 ble det gjort en stor basisundersøkelse i fjorden, som ga det viktigste grunnlaget for å beskrive miljøtilstanden (Molvær, 1986). Det ble tatt for seg undersøkelser av både naturforhold (vannutskiftning, biologi, osv.) og forurensning fra industriaktivitet, kommunale avløpsvann og diffuse kilder (Molvær, 1986). Bunnfauna i fjorden har i særlig grad blitt truet av industrielle og kommunale utslipp (Rygg, 1985a). I de indre havneområder i 1968 var det en kvantitativ og kvalitativ fattig bunnfauna, som det antas skyldtes forurensningen (Stene-Johansen, 1971).

Hovedproblemene i fjorden har vært knyttet til tungmetaller, organiske miljøgifter, fosfor, nitrogen og organiske stoffer, spesielt fra kommunalt kloakkutslipp og industrielt avløpsvann (Molvær et al., 1986; Næs & Rygg, 2001). Enkelte av tungmetallene (Cd, Ni, Pb, Hg) og flere av polysykliske aromatiske hydrokarboner (PAH) forbindelsene er blant EUs prioriterte miljøstoffer (Direktoratsgruppa Vanndirektivet, 2013; Hindar, Schøyen, & Jartun, in press). I tillegg inneholder fjorden enkelte vannregionspesifikke stoffer: to tungmetaller (Cu, Zn) og andre PAH forbindelser (Direktoratsgruppa Vanndirektivet, 2013; Hindar et al., in press). Hanneviksbukta, som er en del av Vesterhavn, er det området som har vært mest forurenset, hovedsakelig fra direkteutslipp av klororganiske forbindelser og tungmetaller fra Falconbridge nikkerverk (nå Glencore) (Næs & Molvær, 1999). Kyststrømmen og ferskvannsavrenning fra land kan påvirke fortykning og transport av disse miljøgiftene i fjorden, mens vind, vannstrøm og båtpropeller kan bidra til oppvirvling og spredning av forurensete sedimentpartikler (Hindar et al., in press).

Det har blitt iverksatt en rekke tiltak i fjorden for å prøve å bedre miljøtilstanden: industrielle utslippsreduksjoner, kommunale renseanlegg og tildekking av forurenset sediment (Berge, Bjerkeng, Næs, Oug, & Ruus, 2007).

3.2.1 Industri

Kristiansandsfjorden har en lang industriell historie, hvor det har blitt gjennomført en rekke undersøkelser av miljøgifter i vann, sedimenter og organismer, etter krav fra myndighetene (Håvardstun & Schaanning, 2014). Fjorden har blitt utsatt for tunge industriutslipp, som har ført til høye konsentrasjoner av organiske miljøgifter og tungmetaller i Vesterhavn og Fiskåbukta (Knutzen et al., 1991; Molvær et al., 1986; Næs, 1985). Dette har hatt en betydelig påvirkning på bunnfaunaen, særlig i områder nær industriens utslippspunkter (Oug, Ruus, & Håvardstun, 2004). Fjordområdet har hovedsakelig blitt forurenset av klororganiske forbindelser (PCB, HBC), polysykliske aromatiske hydrokarboner (PAH) og tungmetaller (Knutzen et al., 1998; Kroglund & Håvardstun, 2011; Oug et al., 2004). Flere undersøkelser i perioden 1973 til 1982 viser at organismene i fjorden hadde signifikant høye konsentrasjoner av tungmetaller (Molvær, 1981). På slutten av 1970-tallet ble det funnet at konsentrasjonen av den klororganiske forbindelsen HCB, i undersøkte organismer, var to til hundre ganger høyere i Kristiansandsfjorden enn hva det ellers hadde blitt funnet i fjordområder langs kystområder (Brevik, 1978; Brevik, Bjerk, & Kveseth, 1978). Et eksperiment utført på bunnsedimenter fra Hanneviksbukta og Fiskåbukta har det blitt vist at miljøgiftene er tilgjengelig for opptak i bunndyr (Skei, Olsgard, Ruus, Oug, & Rygg, 2002).

Det er spesielt to bedrifter som har blitt pekt ut som hovedkilder for den industrielle påvirkningen i fjorden (Oug et al., 2004). Den ene bedriften er Glencore Nikkelverk AS (tidligere Falconbridge og Xstrata), og den andre er Elkem Carbon AS (tidligere Fiskaa Verk og Elkem Fiskaa).

I Hanneviksbukta, utenfor Glencore nikkerverk, og i Fiskåbukta, utenfor Elkem Carbon, har den høyeste konsentrasjoner av forurensning blitt påvist (Oug et al., 2004). Etter 1987 har det flere ganger vært reduksjon i de industrielle utslippene (Oug, Jacobsen, & Moy, 1994).

Klororganiske forbindelser og tungmetaller i sedimenter stammer hovedsakelig fra tidligere utslipp fra nikkerverket (Berge et al., 2007; Knutzen, Becher, Kringstad, & Oehme, 1994; Oug et al., 2004). Kobber og nikkel blir relativt lett tatt opp av organismer, og kan være toksiske ved store konsentrasjoner (Jacobsen, 1993). Enkelte tungmetaller finnes også naturlig i miljøet i både små og større mengder (Chapman & Wang, 2001). Organismer kan også lett innta klororganiske forbindelser, og for de fleste artene er høye konsentrasjoner av disse akutt toksisk (Jacobsen, 1993). Forbindelsene kan blant annet påvirke reproduksjonsevnen, hemme vekst og svekke immunforsvaret (Jacobsen, 1993). Næs og Molvær (1999) antok at påvirkningen av klororganiske forbindelser for torsk, krabbe og bunnfisk skjedde vesentlig gjennom fødeinntaket av byttedyr, som selv hadde fått i seg giftstoffene ved kontakt med

forurenset sediment.

Før 1983 var fjorden sterkt belastet av tungmetaller som jern (Fe), arsen (As), nikkel (Ni), bly (Pb) og kobber (Cu) (Knutzen et al., 1994). Fra før første verdenskrig og frem til 1982 hadde nikkelverket slamdeponering i Vesterhavn (Næs, 1985). Slammet inneholdt høye konsentrasjoner av tungmetallene nikkel, kobber, jern, bly og arsen (Næs, 1985). Åsen (1973) fikk i oppdrag fra nikkelverket å gjøre en undersøkelse av marin flora og fauna tidlig på 1970-tallet. Resultatet fra denne undersøkelsen tydet på at de nærliggende sjøområdene hadde høye konsentrasjoner av nettopp: nikkel, kobber, jern, bly og arsen, og de høye konsentrasjonene kunne spores i en avstand på 1,7 km fra nikkelverket (Åsen, 1973). Tykkelsen på slammet i deponiet i sjøen varierte fra 20 til 130 cm, og bidro til store ødeleggelser av fauna. Kun enkelte arter skalldyr ble antatt å kunne leve i slammet (Åsen, 1973). I 1982 begynte nikkelverket å deponere metallslammet på eget landdeponi, og dette førte til at utslipp av tungmetaller til fjorden gikk sterkt ned (Molvær, 1981; Næs, 1985). Undersøkelse av bløtbunnsfauna i 1983 viste at faunaen i områdene nærmest nikkelverket fortsatt var omtrent utsløttet, og at den resterende faunaen i Fiskåbukta var forskjellig fra resten av Kristiansandsfjorden (Rygg, 1985a). Det ble anslått at den sterkt reduserte artsrikheten var et resultat av nedslamming og høye konsentrasjoner av tungmetaller (Rygg, 1985a). I 1983 ble det gjort målinger av metallkonsentrasjonen i vannmassene nær nikkelverket, som viste høye konsentrasjoner av løst nikkel på 80 ganger bakgrunnsverdi² og kobber på 5-10 ganger bakgrunnsverdi (Næs, 1985). Det ble også funnet høye verdier av bly og kvikksølv (Næs, 1985). Tidlig på 1980-tallet ble det utført en prosessomlegging på nikkelverket som stanset utslipp av den klororganiske forbindelsen HCB, utslipp av dioksiner ble nesten borte, men det var fortsatt et relativt stort utslipp av visse tungmetaller til fjorden (Vinje, 2007). Utslippene av metaller og organiske miljøgifter fra nikkelverket har flere ganger blitt redusert (Jacobsen, 1993). I perioden 1982 til 1992 var det utslippsreduksjon på over 99% for jern, arsen og bly, og på 90-97% for nikkel, sink, kobolt og kobber (Knutzen et al., 1998). I 1992 inneholdt avløpsvannet til nikkelverket løst kobber og nikkel i mengder som varierte fra under grenseverdien til 160 ganger grenseverdien³ (1600x bakgrunnsverdien), mens det i 1993 hadde blitt redusert til 9% (kobber) og 2% (nikkel) av nivåene fra 1992 (Jacobsen, 1993).

² Bakgrunnsverdi: Konsentrasjonen som finnes naturlig i et område

³ Grenseverdi: Tallfestet grense for tillatt eller anbefalt utslipp

Bløtbunnsfauna i det nærliggende sjøområdet var svært artsfattig i 1992, i forhold til den i



Figur 2: Utslippspunkt fra industriene: Elkem Carbon (grønn) og Glencore (oransje). Modifisert kart, original hentet fra (Google, 2017).

Kristiansand havn, og var fortsatt tydelig påvirket av utslippene fra nikkilverket (Jacobsen, 1993). Molvær og Helland (2007) beskrev i 2007 at nikkilverket hadde sju utslippspunkter til Kristiansandsfjorden, hvor fem ledet ut prosessvann og to ledet ut overflateavrenning (fig.2). Ett av utslippspunktene hadde også utslipp av avrenning fra slaggsilo (Molvær & Helland, 2007). Utslipp fra nikkilverket har vært den største kilden til forurensning i Hanneviksbukta, men etter betydelig utslippsreduksjon har det blitt vurdert at oppvirvling av sedimenter knyttet til skipstrafikk er den mest sentrale kilden til spredning av miljøgifter (Vinje, 2007).

Helt tilbake til 1917 har det vært industriaktivitet på landområdet rundt Fiskåbukta (Næs, 1992). Denne aktiviteten har stått for utslipp av polysykliske aromatiske hydrokarboner (PAH) til omgivelsene (Næs, 1992). Deler av bedriftsområdet ligger på fylling i sjø (Vinje, 2007). Ved overvåkning av norske kystområder har det blitt dokumentert høye verdier av PAH konsentrasjon i sediment og tilstedeværelse av indikatorarter i nærheten av utslippsområder (Næs, Knutzen, & Berglind, 1995). I følge klassifiseringssystemet til Statens forurensningstilsyn (SFT) var Fiskåbukta meget sterkt forurenset av PAH, og sterkt til meget sterkt forurenset av den klororganiske forbindelsen HCB, dioksin og flere tungmetaller tidlig på 1980-tallet (Vinje, 2007). I 1983 ble det gjort undersøkelser av sedimenter i Kristiansandsfjorden, hvor det ble vist at sedimentene i Fiskåbukta var sterkt forurenset av PAH, og det ble konkludert at hovedkilden var utslipp fra Elkem Carbon (Næs, 1985). Forurensningen av PAH fra bedriften skyldtes utslipp av kjølevann og overflatevann, som brukes under produksjon av elektronmasse og forings- og tappehullmasser, noe bedriften har utslippstillatelse for (Håvardstun & Schaanning, 2014; Næs, 2006; Næs et al., 2017). Bedriften har et utslippspunkt i sjø på ca. 20 meters dyp, i tillegg til overflateavrenning fra

bedriftens område til Fiskåbekken med utslipp innerst ved kaianlegget (fig.2) (Næs et al., 2017).

Da Elkem og myndighetene ble oppmerksom på utslipp av PAH-forbindelser fra prosessvann til fjorden, ble det satt fokus på å kartlegge mengde PAH i utslippene, og på å redusere utslippsmengden (Vinje, 2007). Fra 1968 har det blitt gjennomført separering av vannstrømmer, samt blitt dannet nye prosesser og rensemetoder, som har redusert utslippene til fjorden vesentlig (Næs, 1992; Vinje, 2007). Ved sammenligning av PAH konsentrasjonen i undersøkelsen fra 1983 og 1991 var det 50% reduksjon i overflatesedimentet, som tyder på reduksjon av utslipp fra Elkem (Næs, 1992).

En risikovurdering over faren for spredning av PAH fra Fiskåbukta til fjordområdene utenfor, viste at PAH i sedimenter er sterkt partikkelbundet så det var liten risiko for spredning (Vinje, 2007). Undersøkelser har vist at spredning av PAH til indre deler av Kristiansandsfjorden hovedsakelig skyldes direkteutslippet til sjø fra Elkem og ikke partikkelbundet PAH i sedimentet (Næs, 2006). Dersom det skjer endring i skipstrafikk eller andre aktiviteter ved og nær kaia til bedriften, kan dette endres og partikkelbundet PAH har dermed potensiale til å bli en vesentlig kilde til spredning av PAH til andre deler av fjorden (Næs, 2006).

Det har også blitt funnet andre kilder enn Elkem bedriften som bidrar til PAH-forurensning, slik som: forurensning fra kommunale avløp, avrenning fra tette flater, atmosfærisk nedfall og skipstrafikk (Næs, 2006). Høsten 1994 opplyste Elkem til myndighetene at de hadde utført forflytning av masse langs ytre del av kaia, og at det hadde vært en økning i antall båter med kraftige sidepropeller som kan ha ført til økt oppvirvling av sedimentet i området (Knutzen et al., 1998).

I 2007 ble det gjort utbygginger på Elkems områder, samtidig ble det utført utskiftning av forurenset grunnmasse, denne ble levert til godkjent deponi (Vinje, 2007). Dette var grunnmasse fra deler av hvor det nye bygget skulle stå (Vinje, 2007).

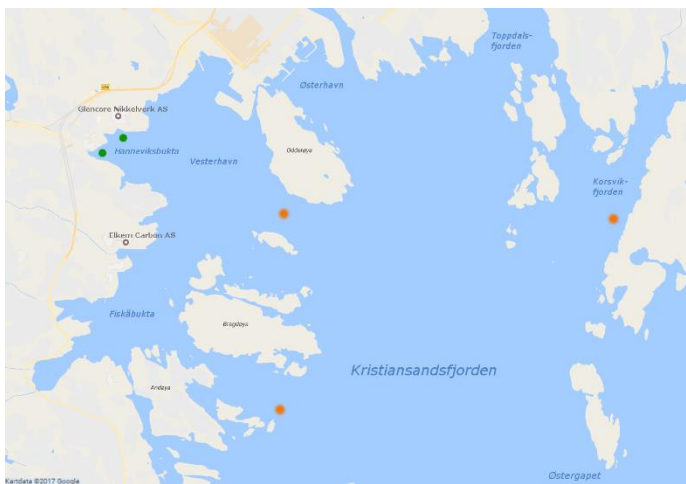
3.2.2 Kommunalt avløpsvann

Kristiansand kommune hadde i 1968 totalt ca. 80 større og mindre utslippspunkter for kloakk i fjorden, hvor 25 av disse var i Vesterhavn, som belastet området med urensset kloakkvann fra ca. 20400 personer (Stene-Johansen, 1971). Urenset kloakk inneholder forholdsvis mye sink (Zn) og kobber (Cu), i tillegg til nikkel (Ni), bly (Pb), krom (Cr) og arsen (As), i avtagende konsentrasjoner, og en liten mengde av kvikksølv (Hg) og kadmium (Cd) (Hindar et al., in press). Molvær et al. (1986) antydte at kommunalt avløpsvann etter 1984 tilførte Vesterhavn like mye bly og sink som Falconbridge nikkelverk (nå Glencore). Kloakkutslipp inneholder i

tillegg organiske materiale og plantenæringsstoffer, som kan føre til organisk anrikning (Rygg, 1979). Kommunalt avløpsvann stod tidligere for de største utslippene av fosfor (F) og nitrogen (N) i fjorden (Molvær et al., 1986). Det var høy konsentrasjon av næringssalter og området hadde lavere siktedyp enn ellers i fjorden (Molvær et al., 1986). Utslippene førte til lavere artsmangfold i bløtbunnsfauna, da enkelte arter drar nytte av den økte næringstilgangen og blir dominerende, mens mer sensitive arter vil få en lavere individtetthet og, i verste fall, forsvinne helt fra området (Rygg, 1979, 1985a). I senere tid har flere renseanlegg for kommunalt avløpsvann blitt satt i drift (Oug et al., 1994). Utslipp fra renseanlegg vil kunne ha en lokal påvirkning på hardbunn, men bløtbunn vil ha stabilt gode forhold (Oug et al., 1994)

I 1978 kom det første renseanlegget, Korsvikfjorden renseanlegg, som ligger på østsiden av Kristiansandsfjorden (Oug et al., 1994). Renseanlegget tok imot avløpsvann fra ca. 14500 personekvivalenter⁴(pe) og hadde utslippspunkt på 45 meters dyp i fjorden (fig.3) (Rygg, 1979).

På 1980-tallet var Vesterhavn og Fiskåbukta påvirket av kommunalt avløpsvann, med utslippspunkter på 0-10 meters dyp (Molvær, 1991; Oug & Moy, 1991). Fiskåbukta var tydelig preget av høyt organisk innhold, hadde nedsatt artsmangfold og flere steder ble bunnfauna hemmet av partikkelsedimentering (Oug & Moy, 1991). Belastningen avtok etter



Figur 3: Utslippspunkt til kommunale renseanlegg (oransje) og kommunale overløp (grønn) i Kristiansandsfjorden. Modifisert kart, original hentet fra (Google, 2017).

at et større renseanlegg for kommunalt avløpsvann på Breiddalsholmen utenfor Andøya ble satt i drift i 1990 (Molvær, 1991; Oug & Moy, 1991). Renseanlegget mottok omtrent 35000 pe avløpsvann fra Vågsbygd og Vestheiene/Tinnheia vest for Kristiansand, som ble mekanisk og kjemisk rensset, og hadde utslippspunkt på 45 meters dyp i ytre Kristiansandsfjorden ved Vestergapet (fig.3) (Kroglund & Oug, 2011; Oug

⁴ Personekvivalent: mengden organisk stoff som blir brutt ned av biologiske prosesser målt over fem døgn

& Moy, 1991). Dette førte til at tidligere direkteutslipp av urensset kommunalt avløpsvann ble stoppet (Oug & Moy, 1991). Kristiansand kommune har to kommunale overløp til Hanneviksbukta, på 12-15 meters dyp, som er tilknyttet avløpssystemet til Breddalsholmen renseanlegg (fig.3) (Kroglund & Håvardstun, 2011). Ved uvanlig store vannmengder, på grunn av nedbør eller snøsmelting, blir overløp brukt til utslipp av avløpsvann (Kroglund & Håvardstun, 2011). Under slike perioder vil avløpsvannet ha lavere konsentrasjoner av metaller enn vanlig kommunal urensset kloakk siden det vil være iblandet avrenningsvann fra land (Kroglund & Håvardstun, 2011).

I 1993 ble et nytt renseanlegg satt i drift på Odderøya (Oug et al., 1994). Renseanlegget mottok kommunalt avløpsvann på omtrent 45000 pe fra kvadraturen, sentrumsnære områder, Torridal og Vennesla, som tidligere ble sluppet ut i Vesterhavn og Østerhavn (Oug et al., 1994). Avløpsvannet blir rensset mekanisk, og har utslippspunkt på 55 meters dyp like sør for Odderøya (fig.3) (Kroglund & Oug, 2011; Oug et al., 1994). I 2011 ble renseanlegget på Korsvikfjorden satt ut av drift, og avløpsvannet overført til Odderøya renseanlegg (Misund & Sivertsen, 2012).

Sammenlignet med begynnelsen av 1980-tallet har det vært kraftig reduksjon i den lokale belastningen av organiske stoffer på overflatelaget til Vesterhavn og Fiskåbukta (Molvær, 1991). I 1990, før de to nye renseanleggene, mottok Vesterhavn og Fiskåbukta utslipp på omtrent 26000 pe. av urensset avløpsvann, dette utslippet har nå stoppet (Oug et al., 1994).

3.2.3 Diffuse kilder

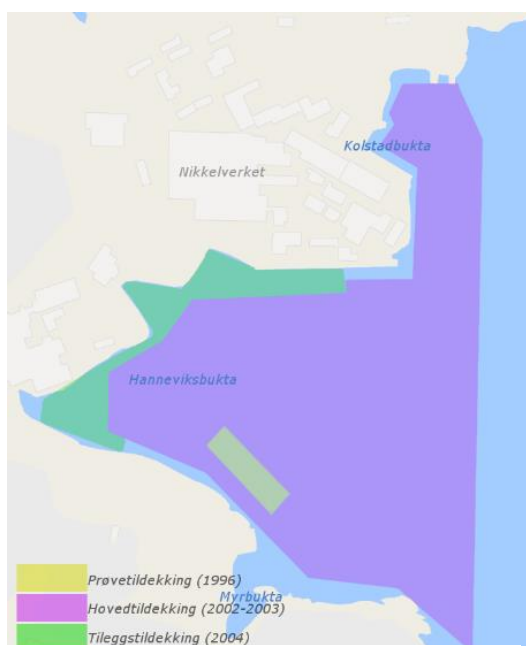
I senere tid har det blitt mer fokus på tilførsler av miljøgifter til fjorden fra diffuse kilder via avrenning fra landareal. Atmosfærisk nedfall bidrar med diffus tilførsel av miljøgifter, hvor de største kildene i Kristiansand mest sannsynligvis er veitrafikk, luftutslipp fra industri og oppvarming med vedfyring (Hindar et al., in press; Kroglund & Håvardstun, 2011). I nedbørsperioder frakter overflatevann med seg forurensninger fra vei, byområde og grunn ut i fjorden, og kan være en kilde til høye konsentrasjoner av enkelte miljøgifter (Hindar et al., in press).

3.2.4 Tildekking av Hanneviksbukta

Miljøvernmyndighetene utpekte i 2002 Kristiansandsfjorden som ett av fem pilotområder for opprydning av forurensede sedimenter (Vinje, 2007). Prosjektet var et samarbeid mellom kommunen, industrien (Xstrata og Elkem) og fylkesmannen, og ble delfinansiert av Statens forurensningstilsyn (SFT) (Oug et al., 2004; Schøyen et al., 2013; Vinje, 2007). Målet var å

skaffe erfaringer rundt arbeid med forurenset sjøbunn og å sikre opprydding i fjorden (Oug et al., 2004; Schøyen et al., 2013; Vinje, 2007). Som en del av pilotprosjektet skulle det utføres tildekking av det forurensete sedimentet i Hanneviksbukta (Vinje, 2007). Ved tildekking av forurenset sediment dannes det en barriere som isolerer bunnfauna, som lever i sedimentet, fra den forurensete bunnsedimentet (Berge et al., 2011). Dette vil hindre at bunndyr sprer miljøgifter videre ut i fjordsystemet dersom de blir spist av andre mobile organismer (Berge et al., 2011).

Bunnsedimentene i Hanneviksbukta i Kristiansandsfjorden er til dels sterkt forurenset av PAH, tungmetaller og klororganiske forbindelser. Etter betydelig reduksjon i industriutslipp, er det sannsynlig at sedimentene spiller en vesentlig rolle i å opprettholde forhøyede nivåer av miljøgifter i organismer (Næs & Rygg, 2001). Målet med tildekkingen er å forhindre videre spredning av miljøgifter fra sedimentene i bukta til partikler og organismer i resten av fjorden. (Oug, 2004; Oug et al., 2004). I 2001 undersøkte Næs and Rygg (2001) kjerneprøver fra Hanneviksbukta. Resultatet viste at tykkelsen på det forurensete laget var mellom 25 og 200 cm i Hanneviksbukta (Næs & Rygg, 2001). Bunnfaunaen i bukta var svært arts- og individfattig og skilte seg sterkt fra resten av Kristiansandsfjorden (Berge et al., 2007; Oug et al., 2004). I tillegg var det høye konsentrasjoner av kobber, bly og nikkel i bunnsedimentet



Figur 4: Tildekking av Hanneviksbukta. Prøvetildekking i 1996 (gul), hovedtildekking i 2002-2003 (lilla) og tilleggstildekking i 2004 (grønn). Modifisert kart, original hentet fra (Google, 2017).

(Oug et al., 2004).

Høsten 1998 ble det utført et forsøk med tildekking av sedimenter i et lite område i Hanneviksbukta, ved bruk av overskuddsmasser etter bygging av den nye E18 gjennom Kristiansand (fig.4) (Næs & Molvær, 1999). Formålet var å se om det var mulig å legge et jevnt sandlag på toppen av bunnsedimentet, og om de forurensende komponenter fra de gamle sedimentene ville virvles opp ved tildekkingen (Næs & Molvær, 1999). Forsøket viste at det var mulig å få en jevn tildekking, og at oppvirvling av forurensete komponenter var omtrent det samme som en ukes utslipp fra nikkelverket (Næs & Molvær, 1999). Med bakgrunn i dette ble det i 2002 satt i gang en fullskala tildekking av bunnområdene ved nikkelverket (Vinje, 2007). Tildekkingen ble gjort i

forbindelse med byggingen av løsmassetunnelen på E18 i Kristiansand som skaffet et betydelig overskudd av løsmasse, noe som kunne benyttes som tildekkingsmasse (Vinje, 2007). Det tildekkede område ble på omtrent 400 000 m² (fig.4) (Kroglund & Håvardstun, 2011) . For å sikre området mot erosjon fra skipspropeller, ble det langs kaia først lagt fiberduk som deretter ble dekket med pukk (Vinje, 2007). I områder med høye strømhastigheter ble det lagt betongmadrasser, og store steinblokker ble lagt i det dypeste hjørnet på madrassene (Vinje, 2007). Rundt søyler til kaia ble det benyttet fleksible betongmadrasser for å kunne omslutte det forurensede sedimentet helt (Vinje, 2007). Området ble deretter lagvis tildekket av 20-25 cm løsmasse ved hjelp av fallbunnslekter (Vinje, 2007). Arbeidet med tildekkingen ble ferdig i slutten av 2003 (Vinje, 2007).

I etterkant av tildekkingen har det blitt utført etterkontroller via dykkerinspeksjoner, som har konkludert at tiltaket hovedsakelig har vært vellykket, men i enkelte områder var det mangelfull tildekking (Skaar, 2004). I 2004 ble det utført en supplerende tildekking med betongmadrasser under nikkilverkets kaianlegg, i tillegg til supplerende tildekking med sand i områder med mangelfull tildekking (fig.4) (Molvær & Helland, 2007). Molvær and Helland (2007) utførte nye kjerneprøver av bunnsedimentet i Hanneviksbukta i 2006, hvor nesten alle hadde rødt jernslam på overflaten. De antok at kilden til dette sannsynligvis var dårlig tildekkede områder og tilførsel fra tilgrensende området som ikke var tildekket, samt nye utslipp fra nikkilverket (Molvær & Helland, 2007).

3.2.5 Kostholdsråd

I Kristiansandsfjorden har det vært kostholdsråd helt tilbake til 1981 (Økland, 2005).

Tilstedeværelsen og konsentrasjonen av enkelte miljøgifter i fisk og skalldyr, og forventet mengde sjømat som konsumeres, gir grunnlaget for kostholdsråd som blir gitt av Mattilsynet og Vitenskapskomiteen for mattrygghet (VKM) (Berge et al., 2007).

I perioden 1981 til 2002 har kostholdsrådet i fjorden ved flere anledninger blitt utvidet til å gjelde konsum av flere arter og gjelde for flere områder. Restriksjonene er hovedsakelig knyttet til klororganiske forbindelser, men i senere tid inkluderes også dioksinlignende PCB i organismer (Økland, 2005). De klororganiske forbindelsene ble knyttet til Glencore nikkilverk (tidligere Falconbridge og Xstrata), mens PCB var knyttet til mer diffuse kilder (Økland, 2005). Kostholdsrådet ble til slutt: «Det er frarådet å spise all fisk og skalldyr (krabber, reker, skjell) fra området innenfor yttersiden av Odderøya – Dybingen – Bragdøya og Andøya. Konsum av lever fra torsk fanget innenfor Dvergsøya – Flekkerøya frarådes» (Økland, 2005).

I 1986 fikk Kristiansandsfjorden lokalt omsetningsforbud for fisk, etter det ble kjent at lokale fiskere solgte ål fanget i den indre delen av fjorden (Økland, 2005). Kristiansandsfjorden ble i 2002 tatt med i den generelle forskriften for omsetning av sjømat fra forurensede havner og fjorder. Forskriften sier at det er forbudt å omsette fisk og skalldyr fanget i fjorden innenfor yttersiden av Odderøya – Dybingen – Bragdøya og Andøya (Økland, 2005). Denne forskriften ble opphevet i 2008 (Oppheving av forskrift om forurenset fisk, 2008).

Etter over 30 år med strenge kostholdsråd viste nye miljøundersøkelser i 2015 at det igjen var trygt å spise fisk fanget i Kristiansand havn og i Kristiansandsfjorden (Mattilsynet, 2015).

Det ble fremdeles advart mot å spise blåskjell, brun krabbemat og fiskelever fra området innenfor yttersiden av Odderøya – Dybingen – Bragdøya og Andøya (Mattilsynet, 2015)

3.3 Prøvetaking og laboratorieanalyser

Prøvetaking og opparbeiding av datasett har blitt utført etter standard prosedyre for kvantitativ prøvetaking og opparbeiding av marin bløtbunnsfauna. Egne prøvetakinger ble gjennomført etter retningslinjer for kvantitativ prøvetaking og prøvebehandling av marin bløtbunnsfauna (NS-EN ISO 5667-19, 2004; NS-EN ISO 16665, 2013).

3.3.1 Feltarbeid

Innhenting av prøver ble utført med en van Veen grabb, med åpningsareal på 0,1 m² (fig.5). Grabben senkes vertikalt mot bunnen i en jevn fart. Når grabben nærmer seg bunnen senkes farten for å redusere turbulens og trykkbølge foran redskapet, noe som kan forstyrre overflatesedimentet slik at materiale går tapt. Ved kontakt med bunnen heves grabben



Figur 5: van Veen grabb brukt i prøvetakingen. Foto: Rita Næss

forsiktig til overflaten.

Grabben har to inspeksjonsluker, disse utgjør 80% av grabbens toppareal. Lukene brukes for å undersøke om retningslinjens krav for prøvetakingen er godkjent og for å ta prøver av overflatesedimentet til kjemisk analyse og kornstørrelseanalyse. Retningslinjen sier at prøvene skal ha stående og klart overflatevann over sedimentet, slik at overflatesedimentet er uberørt. Det skal også være minimum 5 liter sediment i grabben. Grabbprøvene som ikke oppfylte disse kravene ble forkastet og ny prøve ble tatt.

Overflatevannet ble tappet av ved bruk av hevert, og grabbprøvens volum ble målt med en målepinne tilpasset for

den spesifikke grabben. Dersom overflatesedimentet var skjevt ble volumet målt flere steder, og gjennomsnittet av disse ble brukt. For skjeve prøver og tilfeller hvor grabben ikke lukket seg helt, ble forkastet på grunn av tap av materiale.

Bunnsedimentene ble visuelt inspisert. Sedimentet av prøvene fra Hanneviksbukta hadde et tynt innslag med sterk oransje farge av jernslam av tidligere utslipp fra nikkilverket.

Sediment fra Fiskåbukta hadde høyt innslag av plantemateriale, treflis og slagg, som er rester fra tidligere utslipp fra virksomheter i området.

Grabbprøven ble overført til et tre-trinns spylebord hvor materialet ble siktet i to faser (fig.6).

Materialet ble forsiktig spylt ut av grabben over til en sikt med hulldiameter på 5 mm, og



deretter over i en sikt med hulldiameter på 1 mm.

Sikteresten (>1mm) ble overført til en plastbøtte og fiksert med formalinløsning (5-6% formaldehyd i sjøvann) tilsatt bengalrosa som setter farge på bunndyrene. Prøven ble også tilsatt ekstra nøytraliseringsmiddel (boraks), for å forhindre forsuring som løser opp kalklegemer. Dette er spesielt viktig for muslinger, snegler og pigghuder som er bygd opp av mange kalklegemer.

Under behandling av formalin og boraks ble det brukt hansker og vernebriller.

For å redusere sikteeksponering ble store, synlige dyr

Figur 6: Spylebord med sikter.

Foto: Rita Næss

overført til prøvebeholderen så fort som mulig for å redusere skade på individet. Store steiner og tomme skjell

ble kun tatt med i prøven dersom de hadde påvekstorganismer. Disse ble oppbevart i egne beholdere for å hindre skade på de andre organismene.

3.3.2 Laboratoriearbeid

Før prøvematerialet ble undersøkt måtte formalinen skylles vekk. Prøvemateriale må stå på formalin i minst 12 timer før den vaskes ut for videre undersøkelse av prøven. Arbeid med formalin på laboratoriet ble utført i avtrekkskap, og hansker og vernebriller ble benyttet. Materialet i bøtten ble helt over i en sikt med hulldiameter på 1 mm og ble skylt grundig i rennende ferskvann i noen minutter. Prøvematerialet ble deretter liggende i ferskvann over natten, før det var forsvarlig å undersøke. Grundig skylling av prøvemateriale er nødvendig på grunn av helsefaren forbundet med formalin.

Prøvematerialet ble undersøkt under lupe og individene ble grovsortert inn i faunagruppene: Polychaeta, Bivalvia, Gastropoda, Crustacea, Ophiuroidea, Echinoidea og tilslutt Varia, som



inneholder de resterende faunagruppene (fig.7). De ulike gruppene ble konserverert på hvert sitt glass med 80% etanol for senere å bli artsidentifisert. Under slik oppbevaring er det viktig å bruke riktig etanolprosent. Om den er for høy kan det føre til at individene blir sprø og lett går i stykker, mens dersom den er under 40% begynner det organiske materialet å brytes ned. Prøven fra stasjon EC1 i Kristiansandsfjorden ble det undersøkt en delprøve av. Årsaken var at det var en svært stor sikterest bestående av treflis og sagspon, som det med normal opparbeiding ville ta uforholdsmessig lang tid i undersøke. Prøvematerialet ble lagt ut på en brakke og fordelt inn i ti like delprøver. En av delprøvene ble først undersøkt for å estimere tidsforbruket av å utføre selve undersøkelsen. Det ble, basert på dette, valgt å undersøke fire av ti delprøver. For å få et tilfeldig utvalg av delprøvene ble det benyttet tabell, over tilfeldige tall, for å velge ut de fire delprøvene. Antall individer som ble funnet i delprøvene ble deretter multiplisert opp med 2,5 for å få et estimat av total antall individer.

Figur 7: Grovsortering av prøvemateriale. Foto: Rita Næss

Individene fra prøvene ble deretter identifisert på lavest mulig taksonomisk nivå ved hjelp av bestemmelseslitteratur (tab.3). Enkelte individer ble kun identifisert til slekt eller underklasse. Artene ble plassert i hvert sitt glass med 80% etanol for konservering. Fra egne prøver ble det utført artsidentifisering av faunagruppene Polychaeta, Bivalvia, Gastropoda og Echinodermata. Artsbestemmelsen ble deretter kontrollert av veileder Eivind Oug hos NIVA, som i mange år har utført artsbestemmelser på bunnfauna.

Tabell 3: Liste over bestemmelseslitteratur brukt til artsidentifisering.

Phylum	Litteratur
Polychaeta	Den Svenske Nationalnykkelen (Nygren & Pleijel, 2015) Havbørsteorme I (Kirkegaard, 1992) Havbørsteorme II (Kirkegaard, 1996) Handbook of the Marine Fauna of North-West Europe (Hayward & Ryland, 1995)
Mollusca - Bivalvia - Gastropoda	Havets dyr og planter (Køie, Kristiansen, & Weitemeyer, 2000) Havmuslinger (Christensen, Nyström, & Larsen, 1978) Handbook of the Marine Fauna of North-West Europe (Hayward & Ryland, 1995)
Echinodermata - Ophiuroidea - Echinoidea	Havets dyr og planter (Køie et al., 2000) Pighude (Mortensen, 1924) Zoologiske bestemmelsestabeller: Echinodermata (Brun, 1964) Handbook of the Marine Fauna of North-West Europe (Hayward & Ryland, 1995)

For bestemmelse av biomasse ble det utført måling av individvekt som våtvekt for hver art. Før måling av våtvekt ble individene overført til vann, og deretter raskt tørket på filterpapir for å fjerne overflødig væske. For hver prøve ble individantallet og total våtvekt for artene målt. Hos rørbyggende polychaeta ble rørene fjernet før veiing, og hos sjømus ble innvendig væske fjernet før veiing.

3.4 Databearbeiding og analyse

Alle rådata ble lagt inn og behandlet i Microsoft® Excel® for Windows. Enkle beregninger og dannelsen av søyle figurer ble også utført i Excel.

Databehandling og statistiske analyser ble gjennomført i programvarene:

- PRIMER v6 (Plymouth Routines In Multivariate Ecological Research)
- CANOCO 4.5
- NIVAs programmer for beregning av diversitetsindekser og indekser for ømfintlighet

3.4.1 Individvekt og estimert biomasse

Egen opparbeidet artsliste ble brukt til å finne arters individvekt ut fra middelerdi for hver art fra målt våtvekt. Individvekten ble beregnet ut ifra antall individer av arten og total artsvekt for hver prøve, ved hjelp av ligningen:

$$\bar{v} = \frac{\sum m_i * \bar{v}_i}{\sum m_i} = \frac{\sum m_i \left(\frac{v_i}{m_i} \right)}{\sum m_i} = \frac{\sum v_i}{\sum m_i}$$

\bar{v} = gjennomsnittsvekt til arten utfra alle stasjoner
 m_i = individantall fra stasjon i
 v_i = totalvekt av arten fra stasjon i
 \bar{v}_i = middelvei (g våtvekt) av arten fra stasjon i

Ligningen tar hensyn til individantallet for de ulike stasjonene, slik at verdien gir størst tyngde på stasjoner med høyest individantall. Våtvekt-tap på grunn av fiksering, ble ikke tatt hensyn til, siden materialet ble veid kort tid etter fiksering, som gir lite tap av vekt.

For arter som ikke ble funnet i egne prøver ble middelveien beregnet ut fra individantall og våtvekt hentet fra NIVA rapporter fra kystovervåkningsprogrammet i 1990 og 1991 (Rygg, 1991, 1993). Det var fortsatt arter med mangelfull individvekt som kunne bidra vesentlig til den estimerte biomassen. For disse ble det dannet stipulert individvekt av en fagkyndig person, Eivind Oug, som har god kunnskap om arters størrelse etter mange års arbeid med bløtbunnsfauna. De stipulerte individvektene ble bestemt ved standardiserte vektgrupper (1, 2, 5, 10, 20, 50, 100, 200, 500 og 1000 mg), til arter med individtetthet over 10 stk. og arter med individvekt det antas å være større enn 20 mg.

Med utgangspunkt i individtetthet og individvekt ble det beregnet estimert biomasse for hver prøve fra det ferdig opparbeida datasettet fra NIVA.

3.4.2 Analyser

I tidsanalyse av bløtbunnsfauna i Kristiansandsfjorden ble det brukt et ferdig opparbeidet datasett, utført av spesialiserte fagfolk hos NIVA. Prøvene er innsamlet og opparbeidet etter enhetlig metodikk, i senere år gjennomført etter retningslinjer for prøvetaking og prøvebehandling av marin bløtbunnsfauna (NS-EN ISO 5667-19, 2004; NS-EN ISO 16665, 2013).

Datasettet ble brukt til å utføre tre ulike analyser, for å se på lokale forskjeller innad og mellom stasjoner og for områder over tid. Ved de fleste prøvetakingene ble det samlet inn flere replikater (grabbprøver) fra hver stasjon, som sammen dannet artslisten for stasjonen. For at prøvene skulle være sammenlignbare ble mengden individer regnet om til likt volum (0,1 m²). To av prøvene, K17 og EC1 fra 2016, ble det utført sub-sampling på. Dette fører til at artsantallet og individtettheten representerer et mindre areal. Ved sub-sampling må det forventes at antall arter er noe lavere enn dersom alt materiale hadde vært opparbeidet. Det beregnede individtetthet kan ha større usikkerhet enn om alt materiale var opparbeidet.

Før utførelse av analysene ble datasettet logaritmetransformert slik at den relative effekten av høye verdier blir redusert og sikrer en logisk balanse mellom dominerende og individfattige arter i prøvene.

Bray-Curtis likhetsindeks

To av analysene bruker Bray-Curtis likhetsindeks til å beregne likheten i artssammensetningen mellom prøvene. Indeksen beregner parvis likhet mellom alle prøvene, ved bruk av et matematisk mål for likhet. Den gir uttrykk for en prosentvis, 0% til 100%, samfunnslikhet mellom prøvene basert på mengden felles arter og antall individer i hver art. Dersom verdien er 0 betyr det at prøvene er helt ulike, mens hvis den er 100 betyr det at prøvene er identiske. Indeksen blir ofte brukt i multivariat-analyser for å finne mønstre i et stort datasett over stasjoner og arter (Quinn & Keough, 2002).

Bray-Curtis likhetsindeks blir uttrykt med ligningen:

$$Sim_{ab} = \left(1 - \frac{\sum_i |x_{ia} - x_{ib}|}{\sum_i (x_{ia} + x_{ib})} \right) * 100$$

hvor x_{ia} og x_{ib} er mengden av arter i prøve a og b (Bray & Curtis, 1957).

Clusteranalyse

Det ble utført en clusteranalyse som er en klassifikasjonsmetode som presenterer data i et dendrogram. Prøvene blir gruppert inn i et hierarkisk mønster etter grad av likhet, ved bruk av Bray-Curtis likhetsindeks. Analysen prøver å finne «naturlige grupperinger» blant prøvene, og ordner prøvene trinnvis sammen inn i grupper etter grad av innbyrdes likhet ut ifra de som viser større ulikhet. Det vil si at desto nærmere to prøver er koblet sammen, desto likere er artssammensetningen mellom de to prøvene. Analysen gir grunnlag for å kunne beskrive geografiske mønstre i artssammensetningen eller forandringer over tid på stasjoner hvor det er foretatt gjentatte prøvetakinger (Clarke & Warwick, 2001).

I clusteranalysen ble det i tillegg foretatt en SIMPER-test som gir et prosentvis uttrykk for hvilke arter som bidrar mest av den totale likheten innad i gruppen (Clarke & Warwick, 2001).

Ordinasjonsanalyser

Ordinasjonsanalyse er en metode for å visualisere data i et koordinatsystem, hvor punkter representerer prøvene og avstanden mellom to punkter representerer grad av likhet. Det ble utført to ulike ordinasjonsanalyser.

Multidimensjonal skalering (MDS)

Det ble utført en multidimensjonal skalering (MDS) som er en ordinasjons metode som fremstiller prøvene som punkter i et todimensjonalt rom. Analysen bruker grad av likhet i Bray-Curtis likhetsmatrise som grunnlag for å plote prøvene som punkter i koordinatsystemet. Analysen søker ut den punktkonfigurasjonen hvor avstanden mellom punktene gir best mulig tilpasning til de beregnede likhetsverdiene mellom prøvene. Avstanden mellom to punkter representerer grad av likhet, så punkter som ligger svært tett viser stor innbyrdes likhet i artssammensetningen (desto større avstand, desto mindre likhet). Analysen måler «goodness-of-fit» ved å beregne stressverdi, som er et mål på hvor godt tilpasset punktene i det todimensjonale rommet er med Bray-Curtis likhetsmatrise. Verdien forteller hvor mye vekt man kan tillegge tolkningen av resultatet. Stressverdien ligger mellom 0 til 1, hvor 0 er fullstendig overensstemmelse mellom likhetsmatrisen og punkt plasseringene, mens 1 betyr ingen overensstemmelse (Clarke & Warwick, 2001). Stressverdier under 0,2 er sett på som gode verdier, men den bør helst ikke overstige 0,1 (Kruskal, 1964; Oug et al., 1994).

Korrespondanseanalyse (CA)

Det ble utført en korrespondanseanalyse som er en geometrisk teknikk som brukes til å visualisere likhet mellom rader og kolonner i en krysstabell. I analysen blir prøver og arter behandlet samtidig og plassert langs akser slik at prøver med lik artssammensetning plasseres nær hverandre og arter med lik forekomst over stasjoner plasseres sammen. Teoretisk sett representerer artene i grafen ulike faktorer som skaper forskjeller mellom prøvene. Analysen beregner alle mulige variasjoner i datasettet, og benytter den variasjonen som forklarer mest til å spre prøvene som punkter utover en horisontal akse, 1. akse, i et koordinatsystem. Punktene blir spredt ytterligere på en vertikal akse, 2. akse, ved å bruke variasjonen som forklarer mest etter den første. Avstanden mellom to punkter er et mål på likheten i artssammensetningen. Det vil si at desto nærmere to punkter ligger hverandre, desto mer lik er artssammensetningen. Artene plottes som punkter i koordinatsystemet som viser hvor artene har størst forekomst (Lee, 1996).

3.4.3 Økologisk tilstandsklassifisering

Den økologiske tilstand til kystvann fastsettes på basis av ett eller flere biologiske kvalitetselementer (planteplankton, makroalger, bunnfauna). Ved bruk av bunnfauna brukes et system bestående av et sett med indekser som beregnes på grunnlag av antall arter, antall



Klasse	Tilstand miljømål
Svært god	Miljømål tilfredsstillt
God	
Moderat	Tiltak nødvendig for å nå miljømål
Dårlig	
Svært dårlig	

Figur 8: De fem klassene for økologisk tilstand. Modifisert figur, original hentet fra Direktoratgruppen Vanndirektivet (2013).

individuer per art og artens følsomhet for forurensning.

Indeksene beregner en EQR verdi som er avstand mellom nåværende tilstand og en referansetilstand. Denne verdien sammenlignes med de ulike grenseverdiene for de fem ulike tilstandsklassene (fig.8). I tillegg til biologiske kvalitetselementer benyttes relevante fysisk-kjemiske elementer (næringsalter, siktedyp, oksygen) og

vannregionspesifikke stoffer i bestemmelsen av den økologiske tilstanden. De vannregionspesifikke stoffene er særegne miljøgifter for Norge, hvor det har blitt lagt grenseverdier for disse i vann, sediment og biota (organisme) som det ikke skal være overskridelse av. Elementene klassifiseres hver for seg inn i én av fem tilstandsklasser, og endelig økologisk tilstand fastsettes på basis av det elementet som gir lavest tilstandsklasse (Direktoratsgruppen Vanndirektivet, 2013, 2016).

Det ferdig opparbeidede datasettet fra Kristiansandsfjorden ble benyttet til å utføre en økologisk tilstandsklassifisering, basert kun på bløtbunnsfauna. I klassifiseringen ble de sanne verdiene brukt. For hver prøve ble fem forskjellige indekser for artsmangfold og ømfintlighet beregnet. For alle de fem indeksene er det fastsatte klassegrenser i henhold til vanndirektivet. Indeksene ble beregnet for hvert replikat (grabbprøve), og gjennomsnittet av indeksverdiene blir den totale verdien til indeksen. Den absolutte indeksverdien (EQR) er gjennomsnittet av alle de totale indeksverdiene. EQR-verdiene blir beregnet om til normaliserte EQR-verdier (nEQR) som gir en verdi fra 0 til 1 (Direktoratsgruppen Vanndirektivet, 2013), etter formelen:

*Normalisert EQR = (observert absoluttverdi av Indeks – nedre klassegrense for absoluttverdi av indeks) / (øvre klassegrense – nedre klassegrense for absoluttverdi av indeks) * 0,2 + nedre klassegrense for normalisert EQR*

Denne nEQR verdien sammenlignes med de fastsatte klasseverdiene for å gi tilstandsklassen til prøven.

For enkelte av prøvene, spesielt prøvene fra 1983, fantes ikke verdier for hvert replikat, men kun totalsummen til stasjonene. Dette fører til at indeksene ble beregnet ut ifra et større prøveareal enn når det blir beregnet gjennomsnittsverdier for hvert replikat. I henhold til

veileder skal man fortrinnsvis benytte gjennomsnitt av hvert replikat for å klassifisere tilstand. Stasjonsverdiene vil som oftest være noe høyere enn gjennomsnittsverdiene. Som nevnt tidligere ble to av prøvene, fra EC1 og K17 i 2016, utført en sub-sampling på. Dette kan ha ført til et redusert antall arter og individer, og indeksene har da blitt beregnet ut fra et mindre prøveareal. Prøvene som avviker fra standard metode er merket av i vedlegg 6.

Shannon-Wiener indeks (H')

Shannon-Wiener diversitetsindeks (H') er den mest brukte indeksen til å beskrive artsmangfoldet til bunnfauna. Indeksen gir et mål på *rikhet*, og bruker antall arter og hvordan antall individer er fordelt mellom artene, for å gi verdi på artsmangfold. Verdien vil øke i tallverdi ved økende antall arter og ved jevn individfordeling mellom artene. Normalt artsmangfold, som gjenspeiler gode miljøforhold, representeres ved verdier >3,1. Indeksen er følsom for jevnhet, men den bruker ikke arters identitet i beregningen (Gray, 1974; Gray & Elliott, 2009).

Shannon-Wiener indeksen (H') blir uttrykt med ligningen:

$$H' = - \sum_{i=1}^s p_i \log_2 p_i$$

hvor $p_i = n_i / N$ (n_i er antall individer av arten i og N er total antall individer) og s er total antall arter.

Hurlberts diversitetsindeks (ES₁₀₀)

ES₁₀₀ er en indeks som bruker sannsynlighetsberegning for å gi et mål på artsmangfold. Indeksen beregner forventet antall arter blant 100 tilfeldig valgte individer i prøven. Dette gjør det mulig å sammenligne prøver med forskjellige individantall. Hvis individantallet er jevnt fordelt blant artene forventes det å få flere arter etter gjentatte tilfeldige utvalg av 100 individer, men dersom individantallet er ujevnt fordelt på artene forventes det å få færre arter. Normalt artsmangfold, som gjenspeiler gode miljøforhold, representeres ved verdier >20. Ulempen med indeksen er at den ikke bruker artens identitet i beregningen.

ES₁₀₀ blir beregnet ved Hurlbert (1971) sin matematiske formel basert på Sanders (1968) beregningsmåte for sammenhengen mellom artsantall og individantall, og blir uttrykt med ligningen:

$$ES_{100} = \sum_i^s \left[1 - \frac{\binom{N - N_i}{100}}{\binom{N}{100}} \right]$$

hvor N er antall individer, s antall arter og N_i er antall individer av art i

Indikatorart indeksen (ISI₂₀₁₂)

ISI₂₀₁₂ er en ømfintlighetsindeks som bruker arters sensitivitetsverdi for å klassifisere tilstanden. ISI₂₀₁₂ er en revidert utgave av ISI, hvor flere arter har blitt tillagt en sensitivitetsverdi og artsnomenklaturen har blitt standardisert. Dette er en kvalitativ indeks, hvor kun tilstedeværelsen av artene brukes til å måle artens sensitivitet. Indeksen tar ikke hensyn til individtall til artene. Hver art er tilordnet en sensitivitetsverdi, og hver prøve sin ISI-verdi beregnes ved gjennomsnittet av sensitivitetsverdiene av artene i prøven (Rygg, 2002; Rygg & Norling, 2013).

ISI blir uttrykt med ligningen:

$$ISI = \sum_i^s \frac{ISI_i}{S_{ISI}}$$

hvor ISI_i er sensitivitetsverdien til art i , S_{ISI} er antall arter med gitt sensitivitetsverdi.

Norsk sensitivitets indeks (NSI)

NSI er en ømfintlighetsindeks, som bruker arters sensitivitetsverdi for å klassifisere tilstanden til prøven. Den ligner på indeksen AMBI, som er den mest brukte indeksen i Europa, men NSI er utviklet med basis i norske faunadata ved bruk av en objektiv statistisk metode. NSI er en kvantitativ indeks som bruker individtetthet til arter for å måle arters sensitivitet. Hver art, av i alt 591 arter, har blitt tilordnet en sensitivitetsverdi. NSI-verdien til en prøve beregnes ved gjennomsnittet av sensitivitetsverdiene av alle individene i prøven (Rygg & Norling, 2013).

NSI blir uttrykt med ligningen:

$$NSI = \sum_i^s \frac{N_i * NSI_i}{N_{NSI}}$$

hvor N_i er antall individer av art i , NSI_i er sensitivitets verdien til art i , N_{NSI} er antall individer med gitt verdi.

Norske kvalitets indeksen (NQI1)

NQI1 er en sammensatt indeks som er interkalibrert i EUs vanndirektiv, og brukes til å gi miljøtilstanden i Norge. Indeksen inneholder indikatorer både for artsmangfold (antall arter og fordelingen av individer i artene) og ømfintlighet (arters sensitivitet). For artsmangfold brukes både H' og ES_{100} , mens for ømfintlighet brukes indeksen AMBI for å gi et mål på sensitivitetsverdien til prøven (Direktoratsgruppa Vanndirektivet, 2009).

AMBI (AZTI's Marine Biotic Index) er en toleranseindeks, som tar hensyn til

individtettheten til artene. Indeksen bruker en semi-kvantitativ skala for arters toleranse, istedenfor en kontinuerlig skala som NSI (Borja et al., 2000). Mer enn 4000 arter er tilordnet én av fem økologiske grupper (ØG) av faunaekspert:

- Sensitiv (ØG I): arter som er ømfintlige overfor forstyrrelser og vil forsvinne fra områder som er påvirket. Toleranseverdi 0.
- Indifferent (ØG II): arter som ikke tilhører en bestemt gruppe, de er hverken sensitive eller tolerante overfor forstyrrelser. Toleranseverdi 1,5.
- Tolerant (ØG III): arter som tåler forstyrrelser, men som ikke bidrar til å senke artsmangfoldet. Toleranseverdi 3.
- Opportunistisk (ØG IV): arter som tåler forstyrrelser, og som bidrar til å senke artsmangfoldet ved å øke sterkt i antall under spesielle betingelser. Toleranseverdi 4,5.
- Forurensningsindikatorart (ØG V): arter som kan overleve i svært forurensede områder. Toleranseverdi 6.

AMBI blir uttrykt med ligningen:

$$AMBI = \sum_i^s \frac{N_i * AMBI_i}{N_{AMBI}}$$

hvor N_i er antall individer av gruppe i , $AMBI_i$ er den gitte toleranseverdien til gruppe i , N_{AMBI} er total antall individer med gitt verdi.

NQI1 blir uttrykt med ligningen:

$$NQI1 = \left[0,5 * \left(1 - \frac{AMBI}{7} \right) + 0,5 * \left(\frac{SN}{2,7} \right) * \left(\frac{N}{N+5} \right) \right]$$

hvor $AMBI$ er en sensitivitetsindeks, SN er diversitetsindeksene, og N er antall individer i prøven.

4 Resultater

4.1 Metodikk

4.1.1 Artsidentifisering

Tabell 4 viser hvilke arter som har blitt identifisert fra grabbprøver tatt sommeren 2016.

Individene ble identifisert på lavest mulig taxa og individantallet til hver art ble beregnet. Det ble identifisert 70 arter, av tilsammen 1000 individer, fra syv replikater (grabbprøver). Antall individer av hver art varierte fra 1 til 277 stykker, mens antall replikater arten ble identifisert i varierte fra én til syv. Det ble identifisert flest antall arter av faunagruppen Polychaeta, og flest individer av Echinodermata *Amphiura filiformis*. Det ble i tillegg identifisert en del arter av faunagruppen Bivalvia, Gastropoda og Echinodermata. På ett replikat i Fiskåbukta (EC1), ble det tatt en sub-sample til artsidentifisering.

Tabell 4: Artsliste over individer som har blitt identifisert i prøvene fra innsamlingsturer i 2016. F er antall prøver (av totalt 7) arten ble funnet i, N er totalt antall individer av arten, og I er beregnet individvekt i milligram.

Faunagruppe	Familie	Slekt/Art	F	N	I
Polychaeta	Ampharetidae	<i>Melinna</i> sp.	1	1	1
	Ampharetidae	<i>Amphareta lindstromi</i>	3	3	0,4
	Ampharitidae	<i>Sabellides octocirrata</i>	1	3	0,8
	Amphinomidae	<i>Paramphinome jeffreysii</i>	5	66	1,5
	Capitellidae	<i>Mediomastos</i> sp.	3	42	3,5
	Cirratulidae	<i>Aphelochaeta</i> sp.	1	42	12
	Cirratulidae	<i>Chaetozone setosa</i>	7	123	1,2
	Flabelligeridae	<i>Diplocirrus glaucus</i>	3	23	8,7
	Glyceridae	<i>Glycera alba</i>	4	5	171
	Goniadidae	<i>Goniada maculata</i>	4	7	29
	Hesionidae	<i>Nereimyra punctata</i>	1	1	0,9
	Lumbrenidae	<i>Lumbrineris</i> sp.	2	2	10
	Magelonidae	<i>Magelona minuta</i>	4	18	0,2
	Maldanidae		2	2	0,2
	Nephtyidae	<i>Nephtys</i> sp.	1	2	162
	Nereidae	<i>Ceratocephale loveni</i>	1	12	38
	Opheliidae	<i>Ophelina norvegica</i>	1	1	38
	Orbiniidae	<i>Orbinia latreillii</i>	3	5	171
	Paraonidae	<i>Levinsena gracialis</i>	2	6	0,7
	Pectinariidae	<i>Pectinaria belgica</i>	2	6	0,7
Phyllodocidae	<i>Eteone longa/flava</i>	1	1	3,1	

	Polynoidae	<i>Harmothoe</i> sp.	3	3	0,5
	Polynoidae	<i>Gattyana</i> sp.	1	1	1
	Scalibregmatidae		1	2	5,3
	Scalibregmatidae	<i>Scalibregma inflatum</i>	4	12	163
	Sigalionidae	<i>Pholoe baltica</i>	3	13	0,6
	Sigalionidae	<i>Pholoe assimilis</i>	1	1	6,2
	Spionidae		1	1	0,5
	Spionidae	<i>Prionspio</i> sp.	2	3	0,5
	Syllidae	<i>Exogone</i> sp.	1	2	4,7
	Terebellidae	<i>Pista cristata</i>	4	14	304
	Terebellidae		1	1	5,7
	Terebellidae	<i>Polycirrus plumosus</i>	2	8	5,7
	Trichobranchidae	<i>Terebellides stroemi</i>	1	1	2,8
	Trichobranchidae	<i>Trichobrancho roseus</i>	4	30	8,5
Echinodermata	Spatangidae	<i>Brissopsis lyrifa</i>	1	4	9870
	Echunoidea		1	3	0,2
	Amphilepidae	<i>Amphilepis norvegica</i>	1	2	15
	Amphilepidae	<i>Amphipholis squamata</i>	1	1	20
	Amphionidae	<i>Amphiura chiajei</i>	2	2	53
	Amphionidae	<i>Amphiura filiformis</i>	4	277	16
	Amphionidae		2	40	0,2
Bivalvia	Cardiidae	<i>Acanthocardia echinata</i>	1	1	0,4
	Corbulidae	<i>Corbula gibba</i>	4	24	24
	Cuspidariidae	<i>Cuspidaria cuspidata</i>	1	1	79
	Lucinidae	<i>Lucinoma borealis</i>	1	2	23
	Lucinidae	<i>Myrtea spinifera</i>	1	2	400
	Montacutidae		1	1	1,9
	Mytilidae		1	1	0,4
	Nucolidae	<i>Nucula nitidosa</i>	5	15	27
	Nucolidae	<i>Nuculoma tenuis</i>	2	52	41
	Nuculanidae	<i>Nuculana pernula</i>	1	1	2,2
	Nuculidae		1	7	0,6
	Nuculidae	<i>Nucula nucleus</i>	2	17	413
	Nuculidae	<i>Nucula</i> sp.	1	1	0,7
	Semelidae	<i>Abra nitida</i>	2	3	111
	Semelidae	<i>Abra</i> sp.	2	6	0,5
	Semelidae	<i>Alba alba</i>	1	9	1,4
	Thraciidae	<i>Thracia</i> sp.	1	1	5635
	Thyasidae	<i>Thyasira flexuosa</i>	6	40	16
	Thyasidae	<i>Thyasira sarsii</i>	1	1	166
	Thyasidae	<i>Thyasira</i> sp.	1	1	1,2
	Gastropoda	Aporrhaidae	<i>Aporrhais pespelecani</i>	2	4
Buccinidae			1	1	4,7

	Cylichnidae	<i>Cylichna cylindracea</i>	1	1	1,9
	Iravadiidae	<i>Hyala vidrea</i>	1	7	2,3
	Nudibranchia		1	1	1,3
	Philinidae	<i>Philine aperta</i>	1	4	20
	Turritellidae	<i>Turritella communis</i>	1	2	69
Varia	Caudofoveata		1	2	6,5

Tabell 5 viser sammenligning i antall arter og antall individer mellom egen artsliste og ferdig opparbeidet artsliste fra 2016 fra tre stasjoner i Fiskåbukta, én fra Østergapet og én fra Grimstad. Faunagruppene Varia og Crustacea ble ikke tatt med pga manglende identifisering i egne prøver, og antall individer er basert på samme volum (0,1 m⁻²). Det ble utført sammenligning av antall arter fra egen artsliste med hvert replikat fra opparbeidet artsliste, og ikke totalen fra stasjonen. Nesten samtlige egne prøver hadde lavere antall arter, unntaket var ett replikat fra EC1 og ett replikat fra BR1. Felles antall arter, egne og ferdig opparbeidet, varierte fra 12 til 14 stykker (16% til 30%). Det var størst likhet mellom prøvene fra stasjon EC1 og K17 fra Fiskåbukta og minst likhet mellom stasjon BR1 fra Grimstad.

Samtlige av egne prøver hadde lavere individtetthet enn ferdig opparbeidet artsliste. Antall individer var omtrentlig lik på stasjon EC1, og det var størst forskjell på stasjon KH03.

Tabell 5: Sammenligning av antall arter og antall individer (0,1 m⁻²) i egne prøver (E) og ferdig opparbeidede prøver (O). Opparbeidede prøver er hver replikat sin antall arter, men individ antall er beregnet om til lik volum, 0,1 m⁻². Antall like arter (F) mellom egne og ferdig opparbeidet artsliste. Faunagruppene Crustacea og Varia ble ikke medberegnet. Prøver hvor artslisten er opparbeidet ved sub-sampling er merket.

St.	E (art)	O (art)	F	E (ind.)	O (ind.)
EC1	19 (*)	26,28 (*)	13 (30%)	430	444
K17	15	14, 17, 20, 25 (*)	12 (28%)	139	631
KH03	17,22	28, 51	14 (22%)	113	646
BT2	25	28, 29, 33, 37	13 (19%)	261	286
BR1	26	25, 40, 45, 47	14 (16%)	119	196

(*) artsliste basert på sub-sampling

4.1.2 Artenes individvekt

Vedlegg 2 viser en oversikt over den gjennomsnittlige individvekten til arter i artslisten, som ble brukt til analyse av tidsutviklingen av biomassen i Kristiansandsfjorden. Det ble hovedsakelig benyttet egne opparbeidede gjennomsnittsmålinger på våtvekt (tab.4), sammen

med målinger på våtvekt fra kystovervåkningsprogrammet i 1990 og i 1991 (Rygg, 1991, 1993). For arter med høy individtetthet og høy individvekt, som det ikke ble funnet målinger for, ble det benyttet stipulerte verdier. Individvekt varierte fra den laveste individvekten på 0,003 mg våtvekt, til Polychaeten *Jasmineira caudata*, til den høyeste individvekten på 9870 mg våtvekt, til Echinodermata *Brissopsis lyrifera*. Faunagruppen Polychaeta og Crustacea hadde størst andel arter med individvekt under 10 mg, mens de resterende gruppene hadde størst andel arter med individvekt over 10 mg.

4.2 Analyse av tidsutvikling

I det ferdig opparbeidede artslisen ble det totalt funnet 233 arter i Kristiansandsfjorden. Faunagruppen med flest arter var Polychaeta med 118 ulike arter. I de enkelte prøvene varierte antall arter og antall individer fra 6 til 84 arter og fra 32 til 1101 individer (0,1 m⁻²) (vedlegg 1).

4.2.1 Artsrikhet

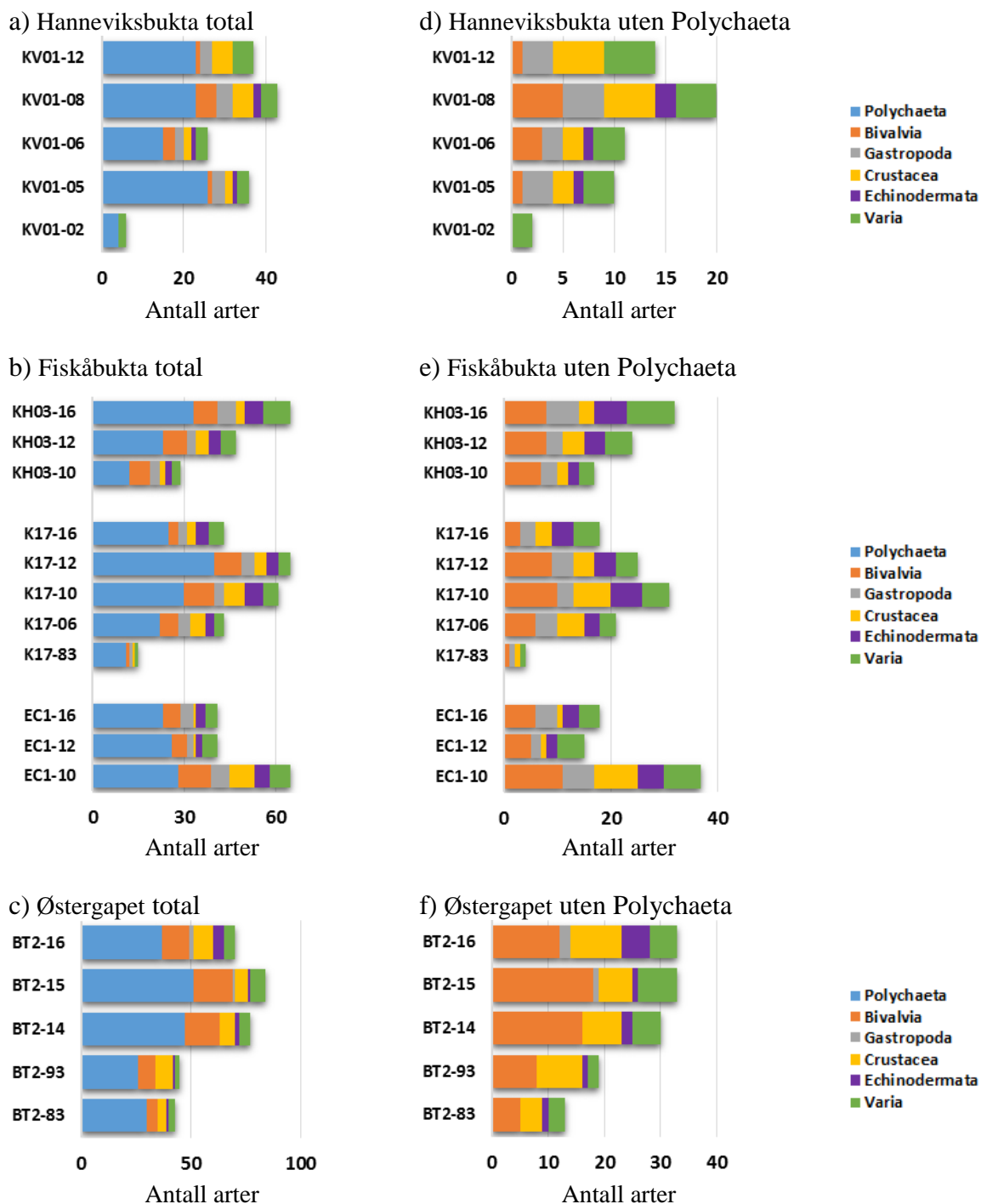
Artsrikheten på stasjonene i Kristiansandsfjorden har generelt sett vært økende siden 1983 (fig.9). Faunagruppen med flest antall arter har på alle stasjonene vært Polychaeta, i tillegg har det vært en del arter av gruppene Bivalvia og Varia. Prøven med lavest artsrikhet var i 2002 i Hanneviksbukta (KV01) med 6 ulike arter, mens prøven med størst artsrikhet var i 2015 i Østergapet (BT2) med 84 ulike arter.

Stasjonen fra **Hanneviksbukta** (KV01) har hatt variasjon i antall arter (fig.9a, d). Færrest arter var det i 2002 med kun 4 arter Polychaeta og 2 arter Varia. For perioden 2005 til 2012 har antall arter variert fra 26 til 43 arter. Faunagruppen polychaeta dominerer, men det har kommet innslag av samtlige faunagrupper. Prøven fra 2010 var faunagruppen echinodermata fraværende.

Stasjonene fra **Fiskåbukta** (EC1, K17, KH03) har hatt lavest variasjon i andel arter innad i faunagruppene (fig.9b, e). Artsrikheten på EC1 var høyest i 2010, med flest arter av faunagruppen Polychaeta. Andel arter i de resterende gruppene var relativt jevnt. Stasjonen hadde en reduksjon fra 2010 til 2012, mens artsrikheten var lik for perioden 2012 til 2016. K17 i 1983 hadde lavest artsrikhet av prøvene fra Fiskåbukta. For perioden 1983 til 2012 var det økende tidsutvikling fra 15 arter i 1983 til 65 arter i 2012, mens det var reduksjon fra 2012 til 2016. KH03 har hatt en økende tidsutvikling av antall arter, fra 29 arter i 2010 til 65 arter i 2016.

Østergapet (BT2) er området gjennom prøveperioden med høyest artsrikhet (fig.9c, f).

Faunagruppen Polychaeta hadde flest antall arter, men det var i tillegg en del arter av gruppene Bivalvia og Crustacea. For perioden 1983 til 2015 var det en økende tidsutvikling, mens det var reduksjon i antall arter fra 2015 til 2016.



Figur 9: Artsrikhet på stasjonene i Kristiansandsfjorden fra første til siste prøvetaking (a-c: total, d-f: uten Polychaeta). Loddrett akse forklarer hvilken stasjon (før bindestrek) og årstall (etter bindestrek) for prøvetaking. NB: ulike akse-verdier!

4.2.2 Individtetthet

Figur 10 viser variasjonen i individtettheten av faunagruppene i prøvene. Polychaeta var den eneste gruppen som var tilstede i alle prøvene og som dominerte mest i individtetthet.

Bivalvia hadde nest størst tetthet, med unntak av i Hanneviksbukta. De resterende faunagruppene hadde lav tetthet sammenlignet med disse to. Det var enkelte arter som var tilstede i samtlige tre områder (*Chaetozone* sp., *Mediomastus fragilis*), mens andre var forskjellig (*Phyllodoce maculata*, *Amphiura filiformis*, *Heteromastus filiformis*).

Hanneviksbukta (KV01) hadde økende tetthet over tid, men det var ikke før i 2008 området begynte å få en vesentlig økning i tetthet (fig.10a, d). Faunagruppen Polychaeta viste størst økning, fra 30 individer ($0,1 \text{ m}^{-2}$) i 2002 til 762 individer ($0,1 \text{ m}^{-2}$) i 2012. Gruppen Varia hadde i tillegg en økning, men de resterende gruppene viste kun små tegn til endring.

Tre karakteristiske arter i prøvene var av faunagruppen Polychaeta: *Phyllodoce maculata*, *Chaetozone* sp. og *Mediomastus fragilis* (fig.10g). I 2002 stod *Phyllodoce maculata* for over 90% av den totale individtettheten. Arten var nesten fraværende i de senere prøvene.

Chaetozone sp. og *Mediomastus fragilis* vekslet mellom å ha høyest individtetthet i perioden 2005 til 2012. I 2012 var tettheten av *Chaetozone* sp. spesielt høy og stod for omtrent 50% av den totale tettheten.

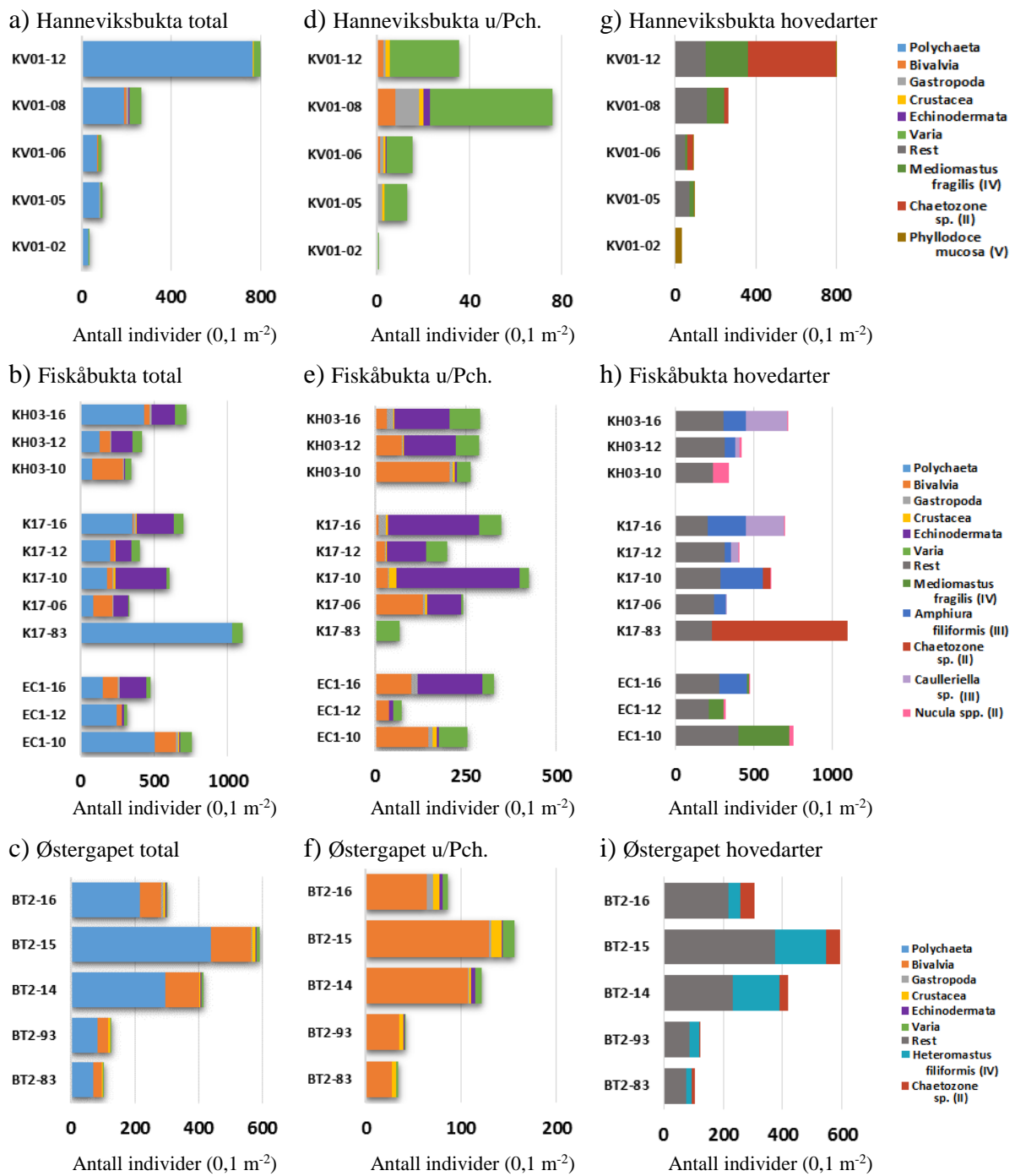
På **Fiskåbukta** ble det brukt prøver fra tre stasjoner som er plassert i økende avstanden fra Elkem. Faunagruppen Polychaeta hadde høyest tetthet i de fleste prøvene. I tillegg hadde Bivalvia og Echinodermata større andel i enkelte år (fig.10b, e). Prøven fra 1983 viser at individtettheten av Polychaeta var høyere tidligere, men i senere år har tettheten til de andre faunagruppene hatt en økning. Stasjonene hadde en varierende tetthet over tid, men prøvene fra 2012 hadde relativt lik tetthet. De to stasjonene som viser størst likhet i total tetthet i perioden 2010 til 2016 var EC1 og K17 (førstnevnte nærmest Elkem). K17 og EC1 hadde vekselvis økning og reduksjon mellom hver prøvetaking i perioden 2010 til 2016.

Prøven fra K17 i 1983 hadde høyest tetthet, hvor over 90% av faunagruppen var Polychaeta og resten var av gruppen Varia. I 2006 hadde K17 en stor reduksjon i antall individer. EC1 og K17 hadde en reduksjon i tettheten fra 2010 til 2012 og en økning fra 2012 til 2016. KH03, lengst unna Elkem, har hatt en økning i antall individer, fra 342 individer ($0,1 \text{ m}^{-2}$) i 2010 til 723 individer ($0,1 \text{ m}^{-2}$) i 2016. Hovedgruppen i 2010 var Bivalvia og i 2016 var det Polychaeta som dominerte.

Det var to karakteristiske arter i prøvene fra EC1. I 2010 og 2012 var det en Polychaeta (*Mediomastus fragilis*) som hadde høyest tetthet, og i 2016 var det en Echinodermata (*Amphiura filiformis*) (fig.10h). Karakteristiske arter på K17 var to Polychaeta og én

Echinodermata; *Chaetozone* sp., *Caulleriella* sp. og *Amphiura filiformis*. Den høye individtettheten på K17 i 1983 bestod hovedsakelig av en liten og tolerant Polychaeta: *Chaetozone* sp., som senere hadde lav tetthet. Fra 2006 til 2010 var det størst dominans av Echinodermata *Amphiura filiformis*. I perioden 2012 til 2016 var det stor individtetthet av samme Echinodermata, men i tillegg var det stor andel av Polychaeta *Caulleriella* sp. Prøvene fra KH03 hadde tre karakteristiske arter, én Bivalvia (*Nucula* sp.), én Echinodermata (*Amphiura filiformis*) og én Polychaeta (*Caulleriella* sp.). Prøven fra 2010 var dominert av Bivalvia arten, som senere hadde lav individtetthet. I 2016 sto Echinodermata og Polychaeta for omtrent 50% av den totale tettheten. Disse artene hadde lavere tetthet i de tidligere prøvene fra 2010 og 2012.

Andelen av tetthet til faunagruppene i **Østergapet** har hatt liten variasjon over tid, men den totale tettheten har økt (fig.10c, f). Faunagruppen Polychaeta hadde størst individtetthet, i tillegg var det større tetthet av Bivalvia i forhold til de resterende faunagruppene. I perioden 1983 til 1993 var individtettheten lav i forhold til i senere tid. Tettheten hadde økning fram til 2015, men en reduksjon i 2016. Karakteristiske arter for denne stasjonen var to Polychaeta; *Chaetozone* sp. og *Heteromastus filiformis* (fig.10i). I 1983 var tettheten av disse to artene lav, men de hadde økning fra 1993 til 2015, hvor *Heteromastus filiformis* stod for størst andel. Dominansen skiftet over til *Chaetozone* sp. i 2015, da *Heteromastus filiformis* hadde overkant av 20% reduksjon,, fra 173 til 40 individer, mens *Chaetozone* sp. forble uforandret.



Figur 10: Individtetthet ($0,1\text{ m}^{-2}$) til faunagruppene på stasjonene i Kristiansandsfjorden (a-c: total, d-f: uten Polychaeta (Pch), g-i hovedarter). X-akse forklarer hvilken stasjon (før bindestrek) og årstall (etter bindestrek) for prøvetaking. NB: ulike akse-verdier!

4.2.3 Prosentvis endring i individtetthet og artsrikhet

Tabell 6 viser prosentvis endring i artsrikhet og individtetthet mellom første og siste prøvetaking på stasjonene. Verdiene ble plassert inn i prosent-intervaller: -100 – 0, 0, 1 – 100, 101 – 500 og >500. Styrken på fargen indikerer økende verdi. Nesten samtlige stasjoner, utenom EC1 i Fiskåbukta, viser total økning i artsrikhet fra første til siste prøvetaking. Individtettheten på de fleste stasjonene hadde en total økning på over 100%. Unntakene var EC1 og K17 i Fiskåbukta som hadde reduksjon.

Artsrikhet og individtetthet på stasjonen i **Hanneviksbukta** (KV01) hadde en økning i nesten samtlige faunagrupper mellom første prøvetaking i 2002 til den siste i 2012. Unntaket er gruppen Echinodermata hvor både tetthet og artsrikhet var tilnærmet lik. Totalt sett var det økning i både antall arter og antall individer på stasjonen.

På stasjon EC1 i **Fiskåbukta** var det kun økning i individtetthet til faunagruppen Echinodermata, men gruppen hadde en reduksjon i antall arter. Resterende faunagrupper hadde reduksjon i både antall arter og antall individer mellom første prøvetaking i 2010 til siste i 2016. Totalt var det reduksjon i både artsrikhet og individtetthet på stasjonen.

På stasjon K17 i Fiskåbukta hadde samtlige faunagrupper hatt økning i antall arter mellom første prøvetaking i 1983 og siste i 2016. Det var en reduksjon i individtetthet til faunagruppene Polychaeta og Varia, mens de resterende gruppene hadde hatt en økning. Totalt var det moderat økning i antall arter og reduksjon i individtetthet på stasjonen.

På stasjon KH03 i Fiskåbukta hadde samtlige faunagrupper hatt økning i antall arter mellom første prøvetaking i 2010 og siste i 2016. Nesten samtlige faunagrupper har også hatt økning i individtetthet, unntaket var Bivalvia som hadde reduksjon og Crustacea som forble lik. Totalt var det økning i både artsrikhet og individtetthet på stasjonen.

På stasjonen i **Østergapet** (BT2) hadde samtlige faunagrupper hatt økning både i antall arter og antall individer mellom første prøvetaking i 1983 og siste i 2016. Totalt var det økning i både artsrikhet og individtetthet på stasjonen.

Tabell 6: Prosentvis endring i tetthet og artsrikhet mellom første og siste prøvetaking på stasjonene. Grønn indikerer økning, rød indikerer nedgang og hvit betyr ingen endring. Verdiene ble plassert inn i prosent-intervaller: -100 – 0, 0, 1 – 100, 101 – 500 og >500. Fargestyrke viser mengde endring: svak farge betyr liten endring og sterk farge betyr stor endring. T: tetthet, A: artsrikhet, Pch: Polychaeta, Biv: Bivalvia, Ech: Echinodermata, Gas: Gastropoda, Cru: Crustacea, Var: Varia.

Stasjon	Pch.		Biv.		Ech.		Gas.		Cru.		Var.		Total	
	T	A	T	A	T	A	T	A	T	A	T	A	T	A
BT2 83-16	Green	Light Green	Dark Green	Green	Green	Green	Light Green	Green	Green	Green	Green	Light Green	Green	Light Green
EC1 10-16	Red	Red	Red	Red	Light Green	Red	Red	Red	Red	Red	Red	Red	Red	Red
K17 83-16	Red	Green	Dark Green	Green	Dark Green	Dark Green	Dark Green	Green	Green	Green	Red	Green	Red	Green
KH03 10-16	Dark Green	Light Green	Red	Light Green	Dark Green	Light Green	Light Green	Light Green	White	Light Green	Green	Green	Green	Green
KV01 02-12	Dark Green	Light Green	Dark Green	Dark Green	White	White	Dark Green	Dark Green	Dark Green	Dark Green	Dark Green	Light Green	Dark Green	Dark Green

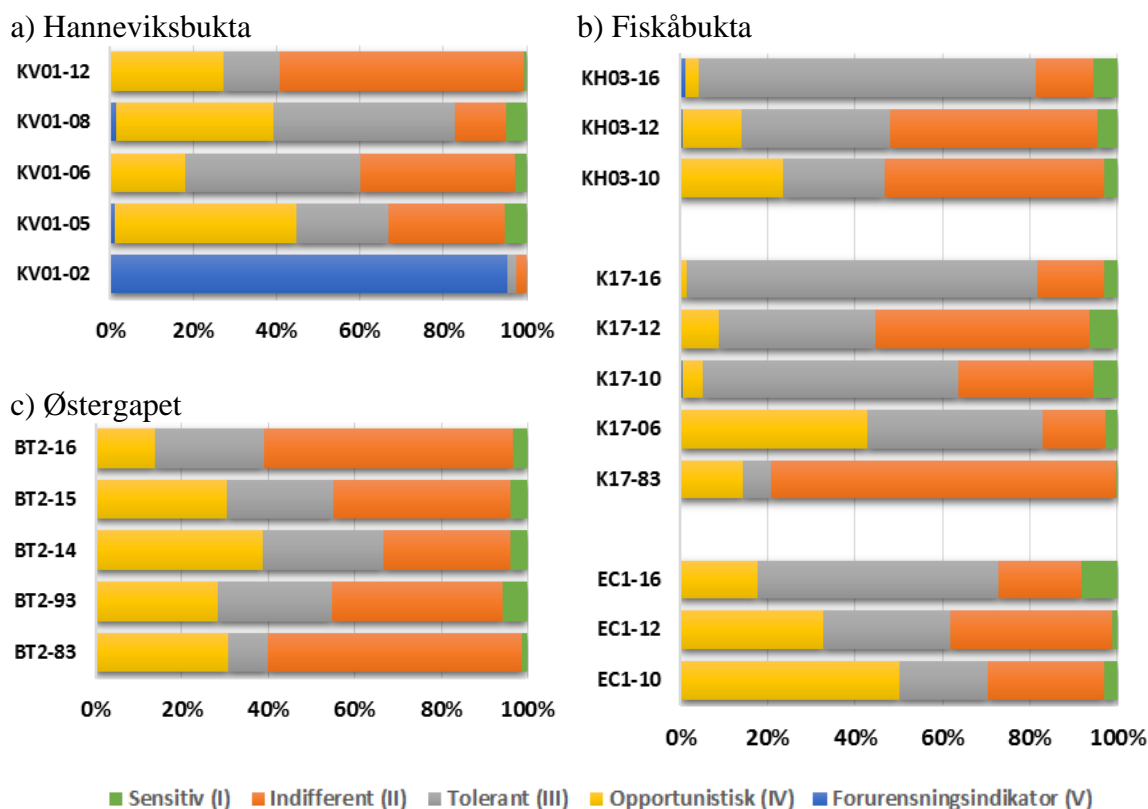
4.2.4 Norsk sensitivetsindeks

Ved bruk av den økologiske grupperingen i den norske sensitivets indeksen (NSI) er individene fra prøvene plassert inn i fem klasser i figur 11: I: sensitiv, II: indifferent, III: tolerant, IV: opportunistisk, V: forurensningsindikator.

I prøven fra 2002 i **Hanneviksbukta** var 95% av individene i gruppe V. De senere årene varierte dominansen mellom gruppene II-IV, mens det var svært få individer i gruppe V. I perioden 2005 til 2008 hadde prøvene innslag av gruppe I, mens i 2012 var gruppen nesten helt fraværende.

Stasjonene fra **Fiskåbukta** bestod prøvene hovedsakelig av individer i gruppe II og III. De fleste prøvene hadde innslag av individer i gruppe I, og i enkelte prøver var det en større andel individer i gruppe IV. Stasjonene hadde få innslag av gruppen V, mens det var flere individer av gruppe I.

Prøvene fra stasjonen i **Østergapet** hadde størst andel individer av gruppene II, III og IV. Alle prøvene hadde innslag av individer av gruppe I, mens kun to prøver hadde få innslag av gruppe V. Individer av gruppe II hadde en reduksjon fra 1983 til 2014, men en økning i de senere årene. Andelen individer av gruppe IV forble ganske lik frem til 2016, hvor det var en reduksjon. I 1983 var det få innslag av gruppe III, men den hadde en økning i 1993 og har holdt seg nokså lik i de senere prøvene.



Figur 11: Prosentandel av individer innenfor de økologiske gruppene i den norske sensitivitets indeksen (NSI). I: sensitiv, II: indifferent, III: tolerant, IV: opportunistisk, V: forurensningsindikator (Rygg & Norling, 2013).

4.2.5 Estimert biomasse

Figur 12 viser estimert biomasse (gram våtvekt) til prøvene og hvilke arter som står for den største andelen av den totale biomassen. Til å estimere biomassen ble det brukt målte individvekter fra egne prøver, data hentet fra kystovervåkningsprogrammet og stipulerte individvekter (vedlegg 2).

Den totale biomassen i prøvene varierte fra 0,5351 til 38,6846 gram per 0,1m² (vedlegg 3). I nesten samtlige prøver fra Hanneviksbukta og Fiskåbukta var det faunagruppen Polychaeta som stod for størst andel av den totale biomassen. I Østergapet var det Echinodermata som stod for størst andel av den totale biomassen.

Hanneviksbukta (KV01) hadde økning i biomasse fra 2002 frem til 2008. I perioden 2008 til 2012 var det en reduksjon fra 9,72 g til 2,99 g, omtrent samme verdi som i 2006 (fig.12a). Faunagruppen Polychaeta dominerte i alle prøvene. I 2006 og 2008 hadde gruppen Bivalvia økt biomasse sammenlignet med tidligere, mens gruppen Varia hadde økt biomasse i 2008 og 2012 (fig.12a,d). I prøven fra 2002 var biomassen jevnt fordelt over artene, mens i perioden 2005 til 2012 var biomassen dominert av tre arter Polychaeta; *Owenia* sp., *Glycera alba* og

Amphictene auricoma (fig.12g). I prøven fra 2005 dominerte Polychaeta *Glycera alba*, men arten var fraværende i de andre prøvene. I perioden 2006 til 2012 var biomassen til Polychaetaen *Amphictene auricoma* høy, mens i 2008 var det Polychaetaen *Owenia* sp. som dominerte med over 50% av total biomasse. Denne arten hadde kun en liten del av biomassen i 2006 og var fraværende i de resterende prøvene.

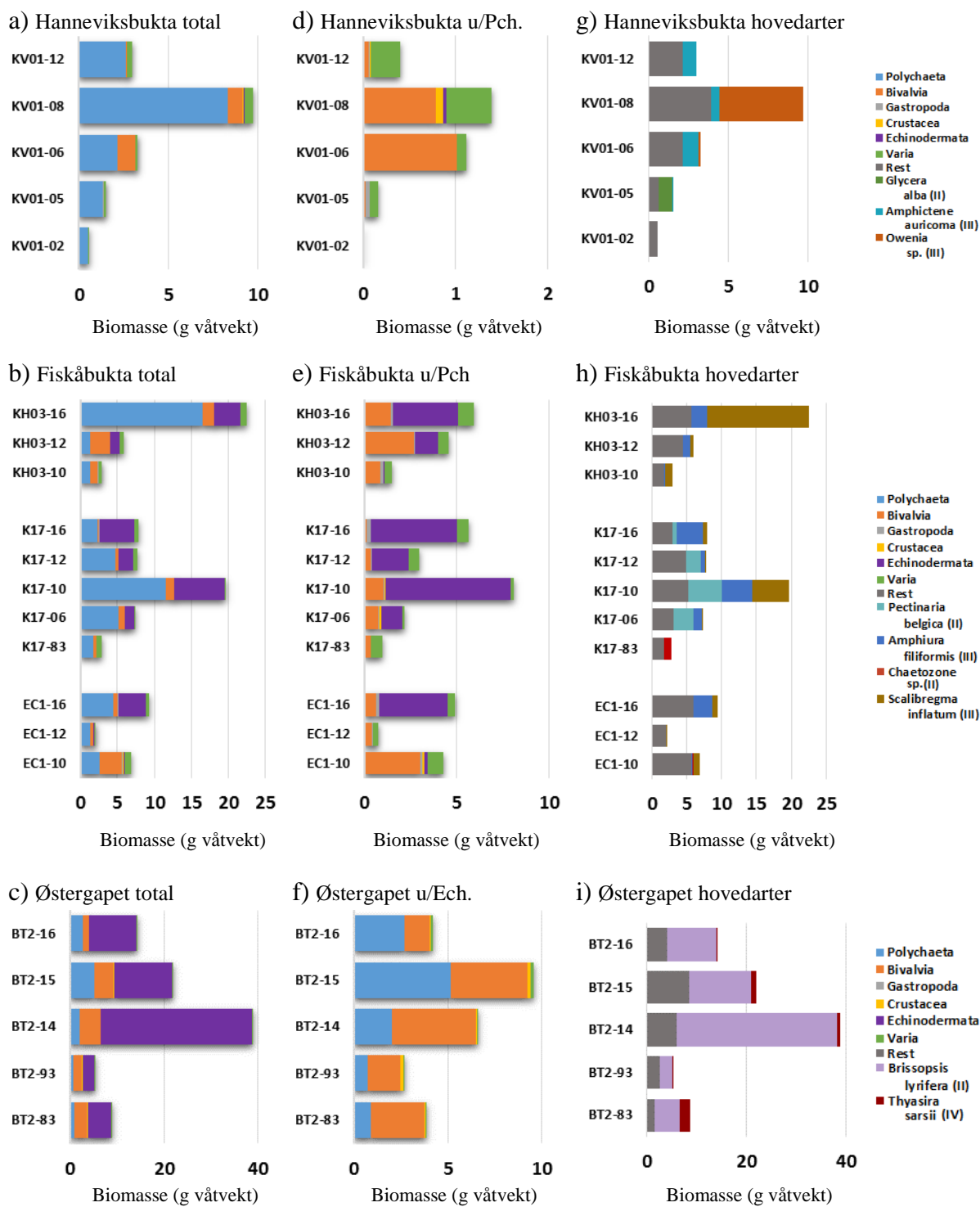
Stasjonene fra **Fiskåbukta** (EC1, K17, KH03) hadde en variert tidsutvikling i biomassen. Faunagruppen Polychaeta dominerte i nesten samtlige prøvene. I tillegg var det vesentlig biomasse i gruppene Bivalvia og Echinodermata sammenlignet med de resterende gruppene (fig.12b, e). Stasjonene var dominert av de samme artene, men K17 var i tillegg dominert av to arter til (fig.12h).

I 2010 var det faunagruppen Bivalvia som dominerte i EC1, da den stod for litt i underkant av 50% av den totale biomassen. Arten som dominerte i prøven fra 2010 var *Scalibregma inflatum*, i faunagruppen Polychaeta. Stasjonen hadde en reduksjon fra 2010 til 2012, hvor biomassen til Bivalvia hadde reduksjon og arten *Scalibregma inflatum* var nesten fraværende. I prøven fra 2012 var biomassen fordelt jevnt på artene. Fra 2012 til 2016 var det økning i biomassen, hvor faunagruppene Echinodermata og Polychaeta stod for mesteparten av denne økningen. Arten som stod for økningen til Echinodermata var *Amphiura filiformis*, som tidligere kun har hatt liten andel, mens økningen til Polychaeta hovedsakelig forårsaket av arten *Scalibregma inflatum* som kom tilbake med omtrent tilsvarende biomasse som i 2010. På stasjon K17 var det faunagruppen Polychaeta som dominerte i samtlige prøver. I tillegg var det større andel Echinodermata i forhold til de resterende gruppene. I perioden 1983 til 2010 var det økende tidsutvikling i biomassen. Biomassen i 1983 var dominert av én liten Polychaeta (*Chaetozone* sp.) som stod for omtrent 40% av den totale biomassen. Arten hadde lave verdier i de senere årene. Økningen fra 1983 til 2006 var hovedsakelig av én art Polychaeta (*Pectinaria belgica*) og én art Echinodermata (*Amphiura filiformis*). Prøven fra 2010 hadde betydelig økning i biomassen til Polychaeta og Echinodermata. Økningen kom hovedsakelig av ny økning av de to samme artene (*Amphiura filiformis*, *Pectinaria belgica*) som i 2006, i tillegg til Polychaeten *Scalibregma inflatum* som tidligere har hatt lav biomasse. Disse tre artene stod for over 70% av den totale biomassen i 2010. Fra 2010 til 2012 var det en reduksjon i biomassen som skyldtes en reduksjon av de tre dominerende artene fra 2010. Fra 2012 til 2016 var det ny økning i biomassen, som hovedsakelig kom av økning av Echinodermata *Amphiura filiformis*.

Stasjon KH03 har hatt en økende tidsutvikling i biomassen. I 2010 var biomassen dominert av Polychaeta *Scalibregma inflatum*. Økningen fra 2010 til 2012 kom hovedsakelig av økning av

faunagruppen Bivalvia, men i tillegg var det økning i gruppen Echinodermata, da særlig arten *Amphiura filiformis*. Prøven fra 2012 var det skifte i dominansen, hvor det var reduksjon av Polychaeta *Scalibregma inflatum*, og nå størst andel av Echinodermata *Amphiura filiformis*. Fra 2012 til 2016 var det ny økning i biomassen, som kom av økning i andelen til Polychaeta hovedsakelig av arten *Scalibregma inflatum*. I tillegg var det økning i biomassen til Echinodermata *Amphiura filiformis*.

Stasjonen i **Østergapet** (BT2) har hatt stor variasjon i biomassen. Faunagruppen Echinodermata har vært dominerende. I tillegg har andel biomasse til Bivalvia og Polychaeta vært større enn de resterende gruppene (fig.12c, f). Biomassen til prøvene fra stasjonen var hovedsakelig dominert av én art Echinodermata (*Brissopsis lyrifera*) og én art bivalvia (*Thyasira sarsii*) (fig.12i). I prøven fra 1983 bestod omtrent 80% av den totale biomassen kun av to arter. Den mest dominerende var én art Echinoderm, *Brissopsis lyrifera* (55%), men i tillegg hadde én art Bivalvia, *Thyasira sarsii* (24%), relativt stor andel av den totale biomassen. *Thyasira sarsii* hadde lave verdier eller var fraværende i de senere prøvene. Fra 1993 til 2014 var det kraftig økning i biomassen, som hovedsakelig var forårsaket av økning av arten *Brissopsis lyrifera* som hadde i overkant av 80% av den totale biomassen i 2014. I perioden 2014 til 2016 var det reduksjon i biomassen på stasjonen. Reduksjonen fra 2014 til 2015 var innenfor arten *Brissopsis lyrifera*, mens reduksjonen fra 2015 til 2016 var av faunagruppen Bivalvia.



Figur 12: Estimert biomasse (gram våtvekt per 0,1m²) for faunagruppene i stasjonene i Kristiansandsfjorden (a-c: total, d-e: uten Polychaeta (Pch), f: uten Echinodermata (Ech), g-i hovedarter). X-akse forklarer hvilken stasjon (før bindestrek) og årstall (etter bindestrek) for prøvetaking. NB: ulike akse-verdier!

Tabell 7 gir en oversikt over individvekten til de dominerende artene i biomassen på stasjonene, plassert etter artens individvekt. Arter med lav individvekt kan dominere biomassen ved høy individtetthet, som *Chaetozone* sp., *Amphiura filiformis* og *Amphictene auricoma*, mens arter med høy individvekt kan dominere selv ved lav individtetthet, som artene *Brissopsis lyrifera*, *Pectinaria belgica* og *Owenia* sp.

Tabell 7: Hovedarter av den estimerte biomassen i prøvene fra Kristiansandsfjorden. Hvilken faunagruppe artene er av og individvekten (mg våtvekt) til artene.

Faunagruppe	Art	Individvekt
Polychaeta	<i>Chaetozone</i> sp.	1
Echinodermata	<i>Amphiura filiformis</i>	16
Polychaeta	<i>Amphictene auricoma</i>	50
Polychaeta	<i>Scalibregma inflatum</i>	163
Bivalvia	<i>Thyasira sarsii</i>	166
Polychaeta	<i>Glycera alba</i>	171
Polychaeta	<i>Owenia</i> sp.	424
Polychaeta	<i>Pectinaria belgica</i>	489
Echinodermata	<i>Brissopsis lyrifera</i>	9870

4.2.6 Klassifiseringsanalyse

4.2.6.1 Clusteranalyse

Clusteranalysen er basert på likhet i artssammensetningen mellom prøvene, ved bruk av Bray-Curtis likhetsindeks. Prøvene som har størst likhet (69%) er prøvene fra Østergapet i 2014 og 2015, mens prøvene som viser minst likhet er prøven fra 1983 i Fiskåbukta (K17) og prøven fra Hanneviksbukta i 2002 (0%). Detaljert oversikt over likhetsgrad, Bray-Curtis likhetsmatrise, finnes i vedlegg4.

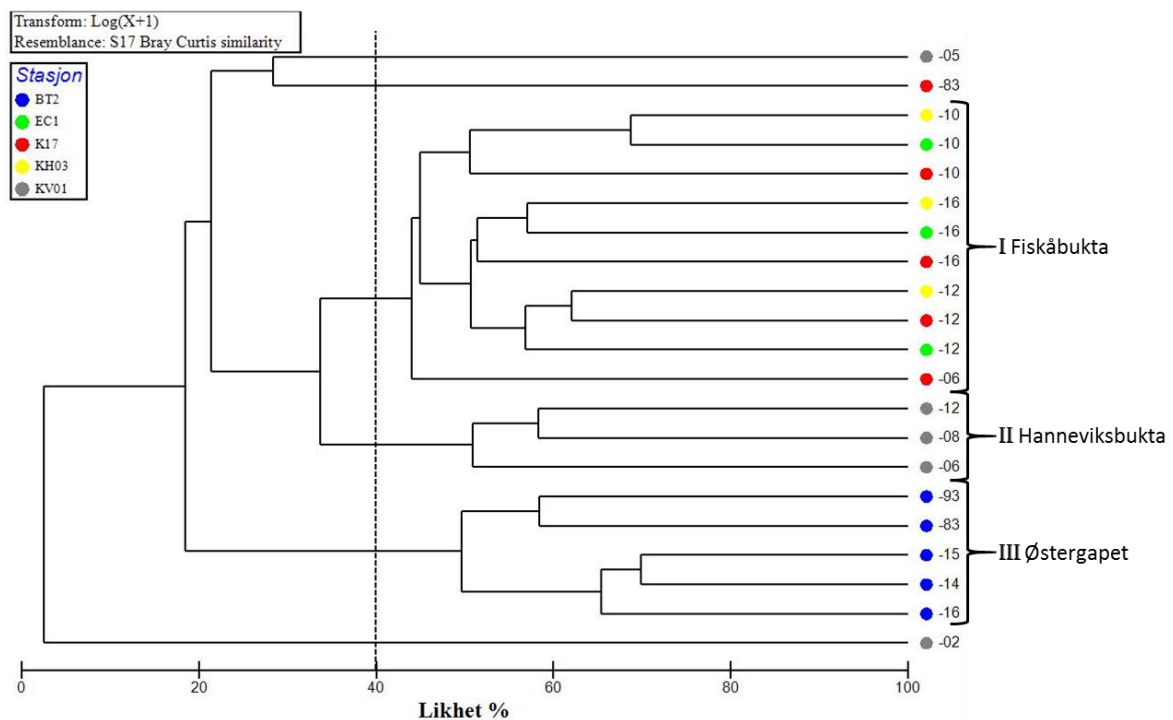
Dendrogrammet i figur 13 illustrerer grad av likhet mellom prøver og tidsutviklingen på stasjonene. Ved 40% likhet ble det dannet tre grupper i tillegg til tre avvikende prøver.

Gruppe I består av nesten samtlige prøver fra stasjonene i Fiskåbukta, unntaket er prøven fra 1983 på stasjon K17. Det var lik tidsutviklingen mellom to av stasjonene, EC1 og KH03, ved at de ble plassert parvis sammen etter årstall i undergrupper. Den tredje stasjonen, K17, hadde annerledes tidsutvikling i artssammensetningen i perioden 2010 til 2012 ved at prøvene dannet egen undergruppe, men prøven fra 2016 var mer lik prøvene fra 2016 til de to andre stasjonene enn de resterende prøvene fra stasjonen.

Gruppe II består av de tre nyeste prøvene fra Hanneviksbukta som hadde omtrent 50% likhet i artssammensetningen. Prøvene fra 2006 og 2012 viser større grad av likhet ved at de ble plassert inn i samme undergruppe, mens prøven fra 2008 viste mindre likhet i artssammensetningen.

Gruppen III består av alle prøvene fra Østergapet med omtrent 50% likhet i artssammensetning. Ved større grad av likhet dannet det seg to undergrupper, hvor den ene hadde de to eldste prøvene og den andre hadde de tre nyeste prøvene. To av prøvene i undergruppen til de nyeste prøvene, 2014 og 2015, hadde størst likhet (69%) av alle prøvene i likhetsmatrisen.

Analysen ga tre avvikende prøver fra grupperingen. De to eldste prøvene, 2002 og 2005, fra Hanneviksbukta og den eldste prøven fra stasjon K17 fra Fiskåbukta. Disse avvikende prøvene hadde lavest likhet med de resterende prøvene.



Figur 13: Clusteranalyse av artssammensetningen i prøvene fra Kristiansandsfjorden, ved bruk av Bray-Curtis likhetsberegning. Dendrogrammet viser prosentvis likhet mellom prøvene på den horisontale akse, mens den vertikale akse representerer stasjon og år. Stiplet linje indikerer 40% likhet. Grupperingen er markert med romertall (I-III) og området prøvene kommer fra. På den loddrette akse viser fargen på punktene hvilken stasjon og tallene ved punktene indikerer årstallet for prøvetaking.

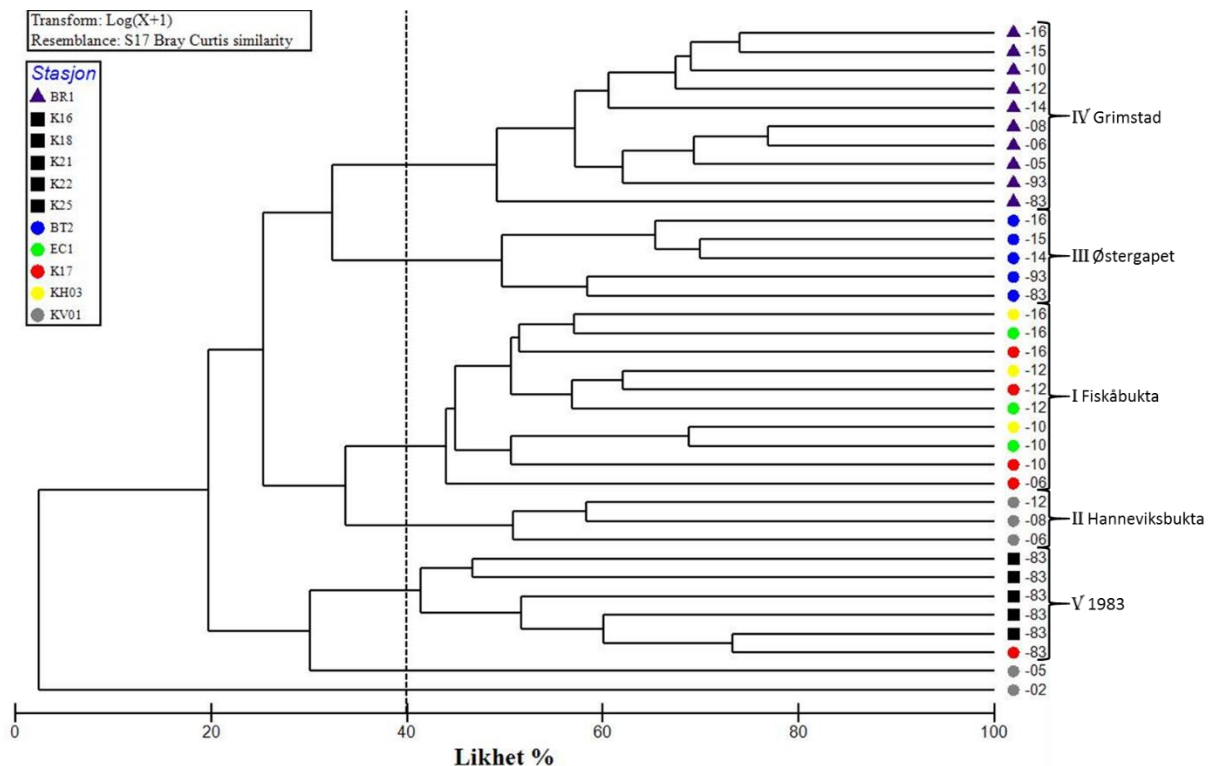
Figur 14 viser en clusteranalyse av de samme prøvene, i tillegg til prøver fra andre stasjoner i Kristiansandsfjorden fra 1983 og prøver fra én stasjon i Grimstad. Artsliste for tilleggsprøvene finnes i vedlegg 5.

Ved 40% likhet ble det dannet fem grupper i tillegg til to avvikende prøver. Prøvene i Gruppe I til III var like som figur 13. Det var én liten forskjell i denne analysen. I denne analysen hadde samtlige stasjoner i Gruppe I lik tidsutvikling, ved at det dannet undergrupper etter årstall og ikke etter stasjon prøven ble hentet fra. Denne analysen viste også større likhet mellom stasjon EC1 og KH03 enn med K17.

Gruppe IV består av alle prøvene fra Gråholmen i Grimstad, med omtrent 50% likhet i artssammensetningen. Det ble dannet tre undergrupper, prøven fra 1983 viser lavest likhet med de resterende prøvene og danner egen undergruppe. Perioden 1993 til 2008 viser større grad av likhet og danner sammen den andre undergruppen. Den tredje undergruppen består av prøvene fra perioden 2010 til 2016. Gruppe III som inneholder samtlige prøvene fra Østergapet viser større likhet (ca. 35%) med Gruppe IV fra Grimstad, enn med prøvene fra resten av Kristiansandsfjorden.

Gruppe V består av den avvikende prøven fra K17 i 1983 og nesten samtlige prøver fra 1983 i Kristiansandsfjorden, unntaket er prøven fra 1983 fra Østergapet.

De to avvikende prøvene er de samme to fra Hanneviksbukta i 2002 og 2005, som i analysen kun fra Kristiansandsfjorden (fig.13).



Figur 14: Clusteranalysen av artssammensetningen i prøvene fra Kristiansandsfjorden og tilleggsstasjonene, ved bruk av Bray-Curtis likhetsberegning. Dendrogrammet viser prosentvis likhet mellom prøvene på den horisontale akse, mens den vertikale akse representerer stasjon og år. Stiplet linje indikerer 40% likhet. Grupperingen er markert med romertall (I-V). På den loddrette akse viser fargen på punktene hvilken stasjon og tallene ved punktene indikerer årstallet for prøvetaking.

4.2.7 Ordinasjonsanalyse

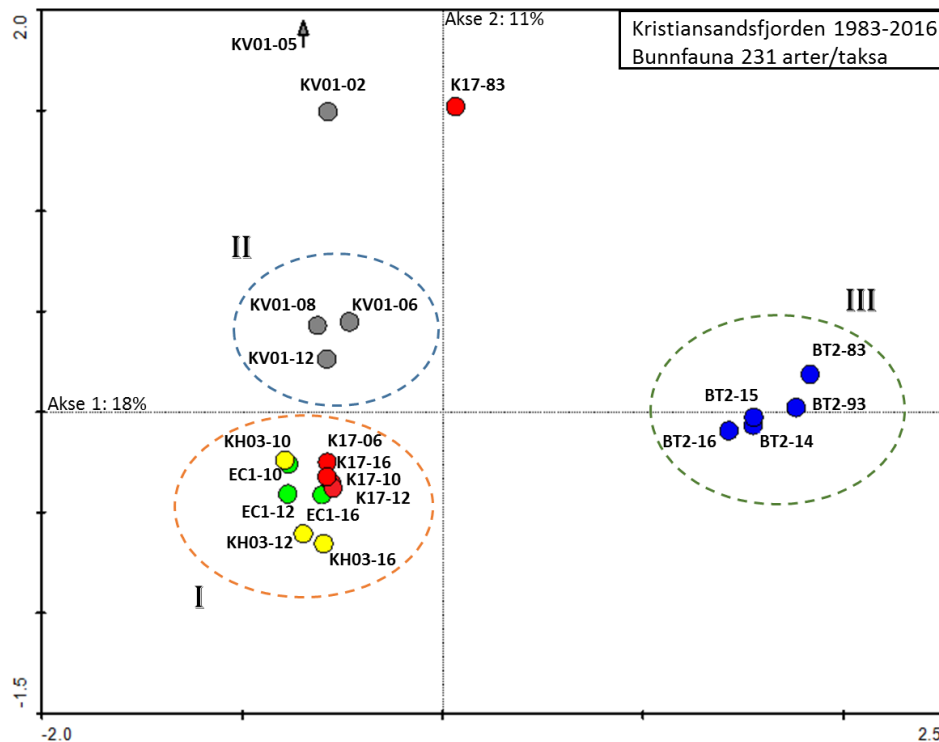
Analysene er basert på grad av likhet i artssammensetningen. Figurene illustrerer prøvene som punkter i et koordinatsystem, hvor avstanden mellom to punkter viser grad av likhet.

4.2.7.1 Korrespondanseanalyse (CA)

Figur 15 viser en korrespondanse analyse (CA) over likhet i artssammensetningen i prøvene fra Kristiansandsfjorden.

Den største forskjellen var mellom prøvene fra den dype stasjonen i Østergapet og de grunne stasjonene i Fiskåbukta og Hanneviksbukta, vist ved at disse ligger i hver sin retning på første (horisontale) akse i diagrammet og forklarer 18% av total variasjon. Den nest største forskjellen illustreres av den andre (vertikale) akse som skilte prøvene fra de grunne stasjonene fra hverandre og forklarer 11% av total variasjon.

Utfallet fra korrespondanseanalysen samsvarte med resultatet fra clusteranalysen (fig.13). Analysen dannet de samme gruppene (I-III) og avvikende prøvene (KV01-02, KV01-05, K17-83) og gav styrke til resultatet. Det var én forskjell fra clusteranalysen: Prøven tatt i 2005 i Hanneviksbukta viste minst likhet med resterende prøver i korrespondanseanalysen, mens prøven fra 2002 fra Hanneviksbukta viste minst likhet i clusteranalysen.

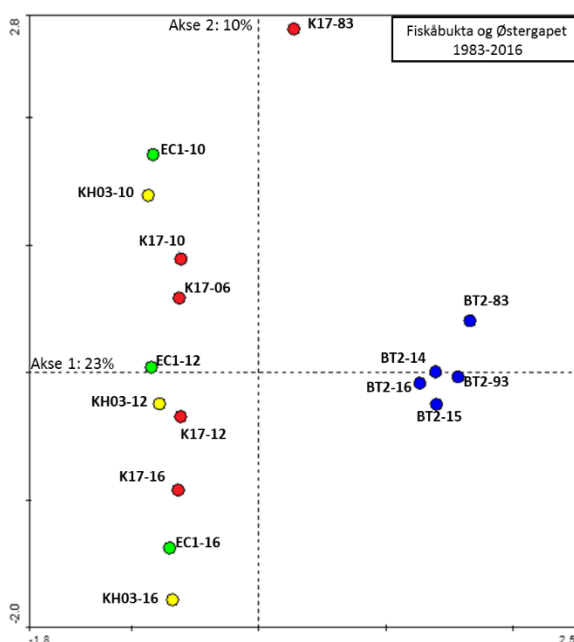


Figur 15: Korrespondanseanalyse (CA) av logaritmetransformert data fra prøvene i Kristiansandsfjorden. Avstanden mellom punktene representerer grad av likhet. Figuren forklarer 29% av den totale variasjonen i artssammensetningen: akse 1 forklarer 18% og akse 2 forklarer 11%. Grupperingen er markert med romertall (I-III). Koden ved punktene forklarer hvilken stasjon (før bindestrek) og årstall (etter bindestrek) for prøvetaking.

Figur 16 viser en korrespondanseanalyse uten prøvene fra Hanneviksbukta. Den største forskjellen var mellom prøvene fra den dype stasjonen i Østergapet og de grunne stasjonene i Fiskåbukta, vist ved at disse ligger i hver sin retning på første (horisontale) akse i diagrammet. Denne forskjellen forklarer 23% av totale variasjonen. Den andre aksene (vertikale) skiller prøvene fra Fiskåbukta fra hverandre, og forklarer 10% av den totale variasjonen.

Analysen viser at stasjonene fra Fiskåbukta, EC1, K17 og KH03, hadde tegn til lik endring i

artssammensetningen fra år til år, ved at punktene for samme årstall ble plassert i nærheten av hverandre. Resultatet tyder på at prøvene fra Hanneviksbukta kan skape støy, slik at det skjuler eventuelle mønster.



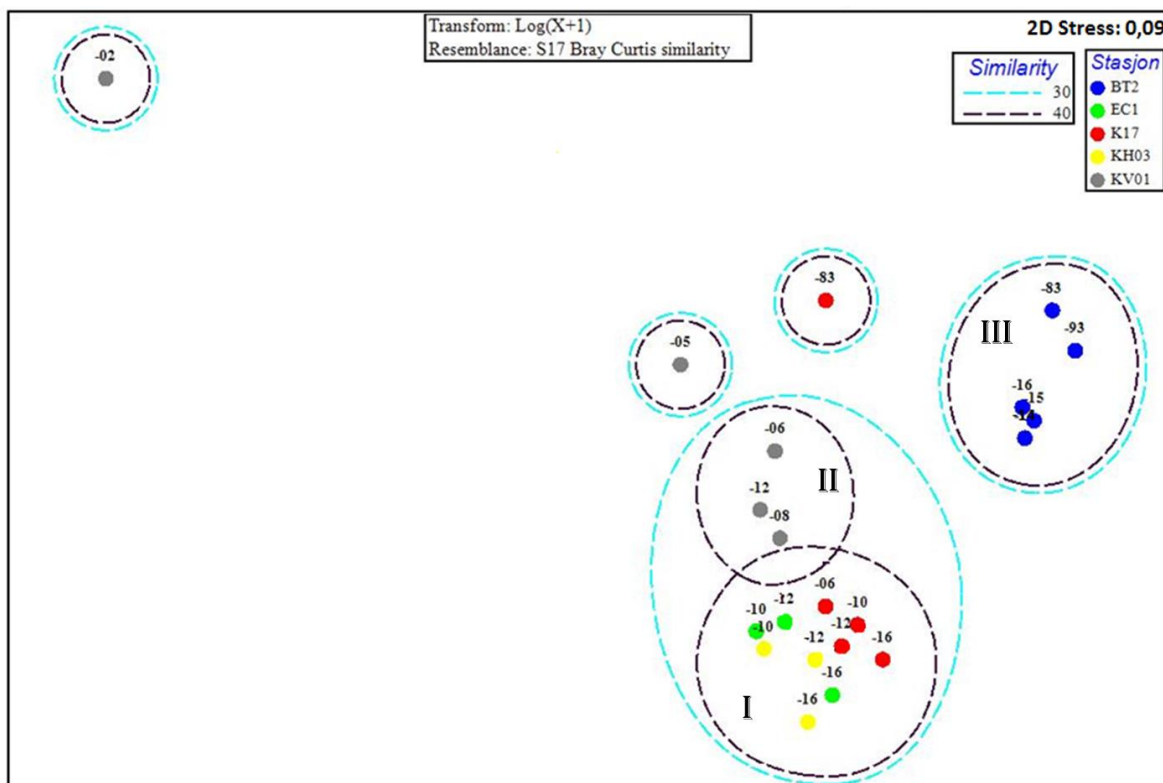
Figur 16: Korrespondanseanalyse (CA) uten stasjonen i Hanneviksbukta. Figuren forklarer 33% av den totale variasjonen i artssammensetningen: akse 1 forklarer 23% og akse 2 forklarer 10%. Koden ved punktene forklarer hvilken stasjon (før bindestrek) og årstall (etter bindestrek) for prøvetaking.

4.2.7.2 Multidimensjonal skalering (MDS)

Figur 17 viser en multidimensjonal skalerings plott av prøvene fra Kristiansandsfjorden, med stressverdi på 0,09.

Ved 30% likhet dannes det to grupper og tre avvikende prøver. Den ene gruppen består av alle prøvene fra den dype stasjonen i Østergapet, mens den andre gruppen består av de tre nyeste prøvene fra Hanneviksbukta og nesten samtlige prøver fra Fiskåbukta (KH03, EC1, K17, KV01).

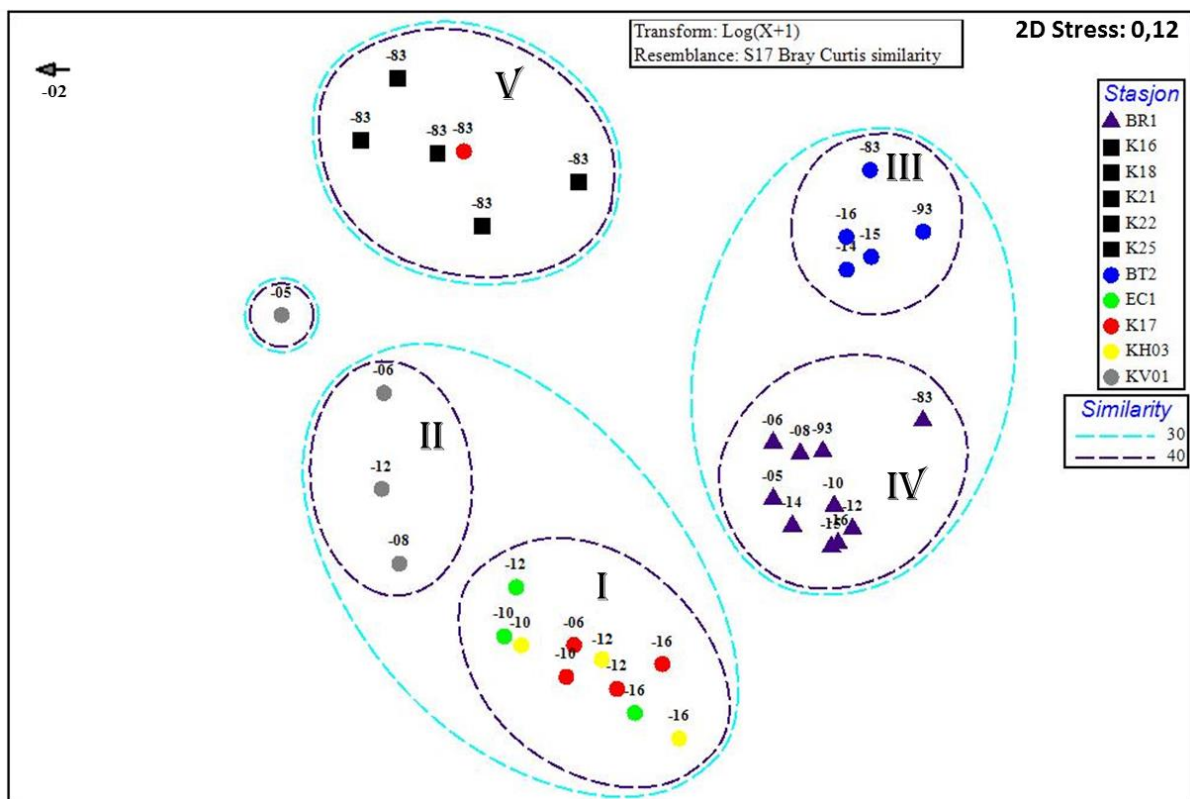
Ved større grad av likhet (40%) støtter resultatet oppunder grupperingen av prøvene fra clusteranalysen og korrespondanseanalysen (fig.13, 15). Analysen dannet de samme gruppene (I-III) og avvikende prøvene (KV01-02, KV01-05, K17-83). Prøven med lavest likhet til de resterende prøvene var prøven fra Hanneviksbukta i 2002 (KV01-02), den samme som for clusteranalysen.



Figur 17: Multidimensjonal skalering (MDS) plott av logaritmetransformert data av artssammensetningen i prøvene fra Kristiansandsfjorden, ved bruk av Bray-Curtis likhetsberegning. Avstanden mellom punktene viser grad av likhet og de stiplede sirkelene representerer grad av prosentvis likhet av prøvene innenfor. Grupperingen er markert med romertall (I-III). Stressverdi var på 0,09.

Figur 18 viser multidimensjonal skalering plott av samme prøver som i figur 17, i tillegg til prøver fra andre stasjoner i Kristiansandsfjorden fra 1983 og prøver fra én stasjon i Grimstad. Analysen hadde stressverdi på 0,12, og overstiger hva den bør være for at punktene skal representere Bray-Curtis likhetsmatrise godt, men er under den øvre grensen som er sett på som gode verdier.

Utfallet fra analysen samsvarer med resultatet fra clusteranalysen gjort på tilsvarende forstørret datasett (fig.14). Analysen ga de samme gruppene (I-V) og de samme to avvikende prøvene (KV01-02, KV01-05), og ga styrke til resultatet til clusteranalysen.



Figur 18: Multidimensjonal skalering (MDS) plott av logaritmetransformert data over artssammensetningen i prøvene fra Kristiansandsfjorden og tilleggsstasjonene, ved bruk av Bray-Curtis likhetsberegning. Avstanden mellom punktene viser grad av likhet og de stiplede sirklene representerer grad av prosentvis likhet av prøvene innenfor. Grupperingen er markert med romertall (I-V). Stressverdi var på 0,12.

4.2.8 Viktigste arter

Tabell 8 viser oversikt over de fem artene som best forklarer likheten innad i gruppene til clusteranalysen, og hvilken økologisk gruppe artene tilhører i den norske sensitivitets indeksen (NSI). Artene er plassert etter synkende grad av bidrag til å forklare likhet i prøvene innad i gruppen. Samtlige grupper har flest arter, fra 3 til 4, av faunagruppen Polychaeta som forklarer mest av likheten. I tillegg er det enkelte arter av faunagruppene Echinodermata, Bivalvia og Varia. Alle gruppene hadde arter som har blitt plassert i de økologiske gruppene indifferent, tolerant og opportunist.

Gruppe I og II, som består av prøver fra Fiskåbukta og Hanneviksbukta, var det Polychaetaen *Chaetozone* sp. som forklarte mest av likheten i prøvene innad i gruppene. I tillegg bidrog Nemertea i faunagruppen Varia til å forklare en del av likheten. Gruppe III, prøver fra

Østergapet, var det Polychaeten *Heteromastus filiformis* som forklarte mest av likhet i prøvene innad i gruppen. I tillegg hadde Polychaeten *Chaetozone* sp. bidrag til likheten

Gruppe I har arter i faunagruppene Polychaeta, Echinodermata og Varia: tre Polychaeta, én Echinodermata og én Varia.

Gruppe II, som består av de tre nyeste prøvene fra Hanneviksbukta, har arter i faunagruppene Polychaeta og Varia: fire Polychaeta og én Varia.

Gruppe III, som består av samtlige prøver fra Østergapet, har arter i faunagruppene Polychaeta og Bivalvia: fire Polychaeta og én Bivalvia.

Tabell 8: Arter som forklarer mest av likhet i prøvene innad i gruppene, plassert etter reduserende bidrag. Artens faunagruppe og økologiske gruppe (ØG) i den norske sensitivitetens indeksen (NSI). Økologisk gruppe: I: sensitiv, II: likegyldig, III: tolerant, IV: opportunistisk, V: forurensningsindikerende (Rygg & Norling, 2013).

Gruppe	Faunagruppe	Art	ØG
Gruppe I Fiskåbukta (EC1, KH03, K17)	Polychaeta	<i>Chaetozone</i> sp.	II
	Varia	Nemertea	III
	Echinodermata	<i>Amphiura filiformis</i>	III
	Polychaeta	<i>Prionospio fallax</i>	II
	Polychaeta	<i>Kurtiella bidentata</i>	IV
Gruppe II Hanneviksbukta (KV01)	Polychaeta	<i>Chaetozone</i> sp.	II
	Polychaeta	<i>Mediomastus fragilis</i>	IV
	Varia	Nemertea	III
	Polychaeta	<i>Paramphinome jefrysii</i>	III
	Polychaeta	<i>Amphictene auricoma</i>	III
Gruppe III Østergapet (BT2)	Polychaeta	<i>Heteromastus filiformis</i>	IV
	Polychaeta	<i>Chaetozone</i> sp.	II
	Bivalvia	<i>Ennucula corticata</i>	II
	Polychaeta	<i>Aphelochaeta</i> sp.	II
	Polychaeta	<i>Paramphinome jefrysii</i>	III

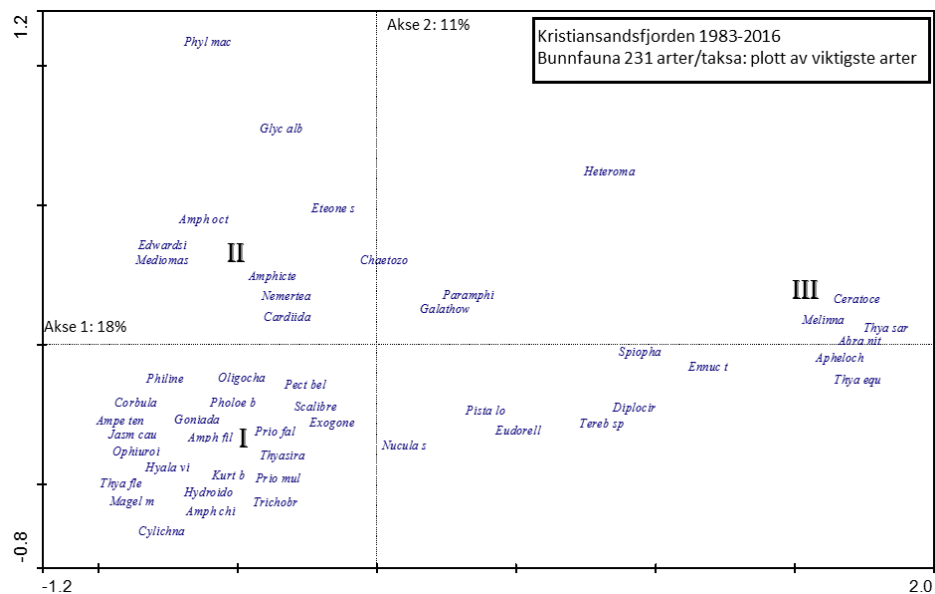
Figur 19 viser den samme korrespondanseanalysen som i figur 15, men med plott over de viktigste artene som forklarer likhet i prøvene innad i gruppene, forskjellen mellom gruppene og arter som forekommer i flere grupper i Kristiansandsfjorden.

Nede til venstre for den første (horisontale) akse er det en klynge av arter, hvor det er flest arter av faunagruppen Polychaeta, men samtlige faunagruyper er representert. Disse artene forklarer likhet i prøvene innad i Gruppe I. Nær Gruppe II var det flere arter fra tre

faunagrupper: Polychaeta, Bivalvia og Varia, som er med på å forklare likheten i prøvene innad i gruppen. Lengst til høyre på første (horisontale) akse, hvor prøvene fra Gruppe III var plassert, er det tre arter av faunagruppen Bivalvia og tre arter av gruppen Polychaeta som forklarer likhet i prøvene innad i gruppen.

Arter som ligger på linje mellom gruppene forekommer i flere grupper. Det er fem arter av faunagruppen Polychaeta som er plassert mellom Gruppe I, II og III; *Eteone* sp., *Chaetozone* sp., *Paramphinome jeffreysii*, *Spiophanes kroyeri* og *Galathowenia oculata*.

Mellom Gruppe I og III er det arter av flere faunagrupper: tre Polychaeta (*Terebellides* sp., *Pista lornensis* og *Diplocirrus glaucus*), to Bivalvia (*Ennucula tenuis* og *Nucula* sp.) og én Crustacea (*Eudorella* spp.).



Figur 19: Korrespondanseanalyse (CA) med plott av de viktigste artene som forklarer likheten innad i gruppene og arter som forekommer i flere grupper fra Kristiansandsfjorden. Figuren viser 29% av den totale variasjonen i artssammensetningen: akse 1 forklarer 18% og akse 2 forklarer 11%. Grupperingen av prøvene er markert med romertall (I-III). Forkortelsene til artene er forklart i vedlegg 1.

4.3 Økologisk tilstandsklassifisering

Figur 20 viser tidsutviklingen av den økologiske tilstanden til bunnfaunaen i prøvene fra stasjonene i Kristiansandsfjorden, basert på gjennomsnittet av fem klassifiseringsindekser. I klassifiseringen har det blitt brukt prøver fra det valgte datasettet i tillegg til prøver fra flere stasjoner i Kristiansandsfjorden og stasjonen fra Grimstad. Detaljert oversikt over den

økologiske tilstandsklassifiseringen av bunnfaunaen finnes i vedlegg 6. På figuren illustrerer fargen på punktene hvilken økologisk tilstandsklasse stasjonen fikk.

Kristiansandsfjorden hadde en positiv tidsutvikling i den økologiske tilstanden på de fleste av stasjonene. Unntaket er stasjonen i Østergapet og på Gråholmen i Grimstad, som begge hadde god økologisk tilstand gjennom hele prøvetakingsperioden.

For prøvene fra 1983 ble den økologiske tilstanden i Hanneviksbukta og Vesterhavn klassifisert som *Dårlig* (fig.20a). Fiskåbukta og området nedenfor Odderøya fikk tilstandsklassen *Moderat*, mens i Østergapet og på Gråholmen i Grimstad fikk tilstandsklassen *God*.

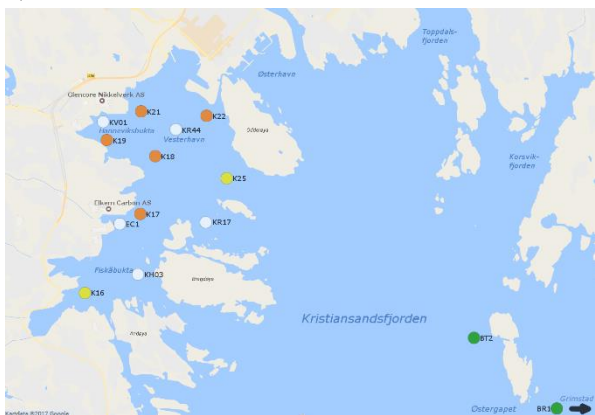
For perioden 1990 til 2004 var det ikke endring i tilstandsklassen til Hanneviksbukta (*Dårlig*), Fiskåbukta (*Moderat*), Østergapet (*God*) eller Grimstad (*God*) (fig.20b). Vesterhavn hadde gått opp to tilstandsklasser fra *Dårlig* til *God*, mens stasjon ved Odderøya gikk opp én tilstandsklasse fra *Moderat* til *God*. Området nedenfor Odderøya hadde gått opp én tilstandsklasse fra *Moderat* i 1983 til *God* i denne perioden. Området ovenfor Bragdøya fikk i denne perioden tilstandsklassen *God*.

For perioden 2005 til 2010 var det ikke endring i tilstandsklassen i Vesterhavn (*God*), utenfor Bragdøya (*God*) eller på stasjonen utenfor Grimstad (*God*) (fig.20c). Hanneviksbukta hadde gått opp én tilstandsklasse fra *Dårlig* til *Moderat*. Stasjonene fra Fiskåbukta fikk tilstandsklassene *Moderat* til *God*: EC1, nærmest Elkem, fikk tilstanden *Moderat*, mens de resterende stasjonene, K17, KH03 og K16 fikk tilstanden *God*. K17 hadde gått opp én tilstandsklasse fra *Moderat* i 1983 til *God* i denne perioden.

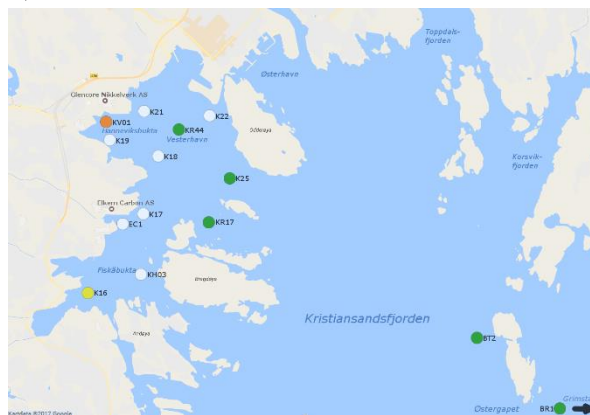
Stasjonen utenfor Odderøya hadde gått opp én tilstandsklasse fra *Moderat* i 1983 til *God* i denne perioden.

For perioden 2012 til 2016 hadde nesten samtlige områder fått tilstandsklassen *God* (fig.20d). Unntaket var Hanneviksbukta som forble i tilstandsklassen *Moderat*. EC1 og K16 i Fiskåbukta hadde gått opp én tilstandsklasse fra *Moderat* til *God*.

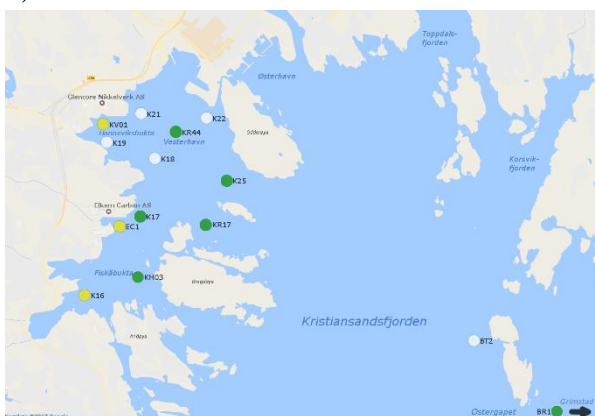
a) 1983



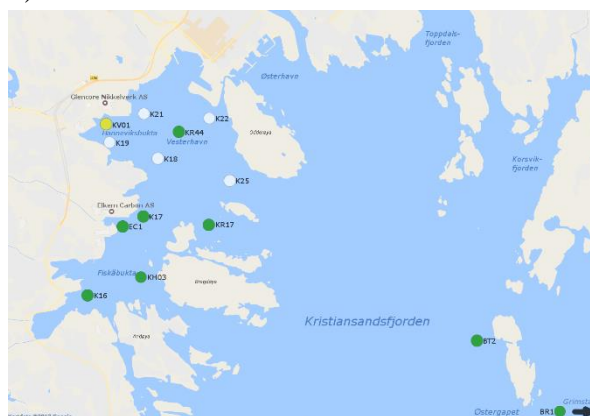
b) 1990 – 2004



b) 2005 – 2010



b) 2012 – 2016



Figur 20: Tidsutvikling av økologisk tilstand basert på bunnfauna på stasjonene i Kristiansandsfjorden og Grimstad. Fargen i punktene illustrerer hvilken av de fem tilstandsklassene prøvene er plassert inn i: Svært God (blå), God (grønn), Moderat (gul), Dårlig (oransje) og Svært Dårlig (rød). Hvit punkt illustrerer ingen data av bunnfauna

5 Diskusjon

Kristiansandsfjorden har i en årrekke blitt utsatt for sterk belastning av menneskelige aktiviteter. Bunnfauna i fjorden har i særlig grad blitt truet av industrielle og kommunale utslipp. Fjorden har hatt høye konsentrasjoner av klororganiske forbindelser, polysykliske aromatiske hydrokarboner (PAH), tungmetaller og organiske stoffer. Fiskåbukta og Hanneviksbukta har vært to av de mest forurensede områdene i fjorden. Etter iverksettelsen av ulike miljøtiltak (utslippsrestriksjoner, kommunalt renseanlegg og tildekking), siden 1982, har miljøtilstanden forbedret seg.

I denne undersøkelsen har det blitt utført artsidentifisering og målt individvekt til arter i egne prøver. I tillegg har det blitt brukt ferdig opparbeidet datasett til å se på tidsutvikling på stasjoner i fjorden, hvor det har blitt sett på endring i artssammensetning og individtetthet både innad i og mellom stasjoner. Det har også blitt undersøkt om det har vært lokale forskjeller i fjorden, gjort estimering av biomasse basert på beregnet individvekt til artene, og gjort en økologisk tilstandsklassifisering basert på artssammensetning av bunnfauna.

5.1 Metodikk

5.1.1 Artsidentifisering

Artsidentifisering er en tidkrevende jobb, hvor det trengs kunnskap om mange forskjellige arter. I 2016 ble det samlet inn syv prøver, som skulle brukes til artsidentifisering og måling av individvekt. Det ble tilsammen identifisert 70 arter, ut fra 1000 individer. Enkelte individer hadde blitt skadet under prøvetaking, noe som førte til at det kun var mulig å identifisere disse individene til slekt. I tillegg var det enkelte individer som var mer tidkrevende å identifisere til art. Disse ble identifisert til den lavest mulig taxa som var mulig gjennom bruk av lupe. Det ble kun utført artsidentifisering av faunagruppene Polychaeta, Bivalvia, Gastropoda, Echinodermata og én art i gruppen Varia. Faunagruppen Polychaeta hadde flest arter (35 stk.), men det var også en del arter i gruppen Bivalvia (20 stk.).

Egen artsliste fra seks (av syv egne) prøver, fire prøver fra Fiskåbukta, en fra Østergapet og en fra Grimstad, ble sammenlignet med ferdig opparbeidet artslistene fra de samme stasjonene fra 2016, for å undersøke om artslisten blir redusert når deler av overflatesedimentet tas ut til kjemisk analyse og analyse av kornstørrelse. Det ble ikke utført sammenligning med stasjonen i Hanneviksbukta, siden det ikke eksisterer ferdig opparbeidet artsliste fra denne stasjonen for 2016. Det ble antatt at det var avvik mellom egen artsliste og ferdig opparbeidet

artsliste fra 2016, som skyldes at egne prøver hadde deler av sedimentet blitt fjernet.

Ved sammenligning var det både likheter og forskjeller i artslisten. Antall arter ble sammenlignet med hvert replikat fra den eksisterende artslisten, og nesten samtlige av disse replikatene hadde flere arter enn i artslistene fra egne prøver. Unntakene var ett replikat fra K17 og ett fra BR1. Andel felles arter varierte fra 16% på BR1 til 30% på EC1. Stasjonene som skilte seg mest fra egen artsliste i antall arter var den fra Østergapet og den fra Grimstad. Det antas at årsaken var at artsrikheten på disse to stasjonene var høyere enn ved stasjonene i Fiskåbukta. Dette fører til høyere sannsynlighet for at flere arter ble fraværende fra prøven ved fjerning av deler av overflatesedimentet.

Det var flere arter som var fraværende i egne opparbeidede artslistene fra stasjonene. Det antas at noe av forskjellen kan komme av at enkelte individer fra egen artsliste kun ble identifisert ned til familie/slekt og ikke ned til art. Dette førte til lavere antall arter, ved at flere arter ble gruppert sammen. I tillegg ble det funnet enkelte arter som kun var til stede i egen artsliste fra prøvene. Årsaken antas å komme fra tilfeldigheter, men også av at på enkelte prøver ble det utført sub-sampling, noe som kan føre til redusert artsrikhet.

De ferdige opparbeidede artslistene fra stasjonene EC1 og K17, fra Fiskåbukta, hadde større likhet i antall arter med egne artslistene. Dette antas å være på grunn av sub-sampling av prøvene i den ferdig opparbeidede artslisten. Sub-sampling ble utført på grunn av høyt innhold av sagflis, som ville ha ført til at det hadde vært for tidkrevende å opparbeide hele prøver av alle replikater. For egne prøver ble det kun utført sub-sample av prøven fra EC1, hvor det da ble opparbeidet større andel av prøven enn for replikatene fra de ferdig opparbeidede artslistene. De ferdig opparbeidede artslistene hadde likevel flere arter, men forskjellen var mindre enn for de andre stasjonene.

Siden mengden av prøvemateriale var ulikt på stasjonene i den eksisterende artslisten, ble det valgt å utføre en sammenligning av individtetthet ved beregning om til likt volum basert på den totale individtettheten. Samtlige ferdigopparbeidede artslistene hadde større individtetthet. Egne og ferdige artslistene fikk de samme karakteristiske artene på stasjonene, men individtettheten var lavere i egne artslistene. Den største forskjellen i individtetthet mellom egne og ferdige artslistene var på to stasjoner fra Fiskåbukta, K17 og KH03. Antatt årsak er at individtettheten på disse to stasjonene var mye større enn for de resterende og at de fleste artene her befant seg hovedsakelig i det øvre sedimentlaget. For to av de andre stasjonene, EC1 og BT2, var det liten forskjell i antall individer. Den lave forskjellen fra EC1 kan skyldes sub-sampling av prøvene, men for BT2 er det noe usikkert, ut over tilfeldigheter, hva som kan være årsak.

Sammenligningen gir indikasjon på at dersom noe av overflatesedimentet blir fjernet, vil artslisten bli redusert. Replikater som brukes til å ta kjemisk analyse blir vanligvis ikke tatt med som et av replikatene til opparbeiding av artslister. I enkelte tilfeller har slike replikater blitt benyttet dersom det har vært vanskelig å samle inn nok replikater på grunn av vær og defekt utstyr. Ut fra egne resultater vises det at for å få en representativ artsliste for artssammensetningen på stasjoner er det fordelaktig å ikke bruke replikater hvor noe av overflatesedimentet er tatt ut. Egne prøver viste forskjell i både antall arter og antall individer, sammenlignet med de komplette grabbprøvene. Det antas dermed at mange av individene i bløtbunnsfauna som lever på og i det øvre sedimentlaget blir fjernet, og vil føre til avvik i artslisten. Noe av forskjellen kan også forklares av ulikt nivå av identifisering.

5.1.2 Individvekt

Individvekten til artene ble beregnet ut fra gjennomsnittet av våtvekten til hver prøve. Det var ikke vesentlig forskjell på individvekten mellom de syv prøvene. Det ble ikke funnet tidligere undersøkelser av individvekt til arter fra Kristiansandsfjorden. I 1990 og 1991 utførte kystovervåkningsprogrammet måling av våtvekt i enkelte andre områder langs kysten av Sør-Norge (Rygg, 1991, 1993). For å få mer utfyllende individvekt for å estimere biomassen på den ferdig opparbeidet artslisten, ble det valgt ut to stasjoner, Ytre Oslofjord og Arendal-Grimstad, til å beregne individvekt til arter. Enkelte arter fantes det målinger av i både egne prøver og fra overvåkningsprogrammet. I de fleste tilfellene var individvekt omtrentlig lik, men for enkelte arter av faunagruppene Polychaeta og Bivalvia var det vesentlige forskjeller, som for eksempel for *Glycera alba*, *Abra nitida* og *Nuculana pernula*. Dette kan komme av at individstørrelse kan variere med dyp, ulik grad av belastning eller så enkelt som tilfeldigheter ved innsamling. Det ble bestemt at for individvekt til arter skulle det brukes egne målinger, der det var mulig, slik at den estimerte biomassen ble mest mulig representativ for området. Etter å ha inkludert data fra litteraturen var det fortsatt enkelte arter som manglet individvekt, noe som kunne ha spilt en vesentlig rolle for den totale biomassen. Det ble derfor bestemt å stipulere individvekt til arter med individtetthet over 10 stk. og for arter hvor individvekt antas å være større enn 20 mg, ut fra standardiserte vektgrupper (1, 2, 5, 10, 20, 50, 100, 200, 500 og 1000 mg).

Ved bruk av individvekt fra egne prøver, fra litteraturen og stipulerte individvekter, var det mulig å beregne et estimat for hvordan biomassen har endret seg i perioden 1983 til 2016 i Kristiansandsfjorden. Det må påpekes at dette er kun et estimat på hvordan biomassen kan ha vært, og er ikke nødvendigvis nøyaktig sammenlignet med hva den faktiske biomassen har

vært i fjorden. Men det kan fortsatt gi en indikasjon på om det har vært endring i biomassen over tid.

5.2 Analyse av tidsutvikling

5.2.1 Endring i artssammensetning, individtetthet og biomasse

Ved sammenligning av de tre områdene i Kristiansandsfjorden har det vært lokale forskjeller, men samtlige stasjoner har fått en bedre artssammensetning over tid. Det har vært en økning i individtetthet, artsrikhet og biomasse på nesten samtlige stasjoner. Unntaket er stasjon EC1, som ligger nær kaia til Elkem Carbon i Fiskåbukta.

Økningen gir en indikasjon på at artssammensetningen generelt sett har blitt bedre i vestre deler av Kristiansandsfjorden. Antatt årsak til forbedringen er iverksettelsen av forurensningsbegrensende tiltak. Denne forbedrede tilstanden kan videre ha ført til at miljøkravene til andre arter har blitt oppfylt, slik at de kunne etablere seg, og at opportunistiske arter har blitt utkonkurrert av mer konkurransedyktige arter. På tross av denne forbedringen, er det fortsatt et stykke igjen før artssammensetningen kan anees for å være optimal.

5.2.1.1 Hanneviksbukta

Hanneviksbukta er et av områdene i Kristiansandsfjorden som har vært hardest belastet av menneskelige påvirkninger opp gjennom årene. Bukta har vært forurenset av organiske stoffer fra kommunalt avløpsvann, klororganiske forbindelser, tungmetaller og deponering av jernslam som hovedsakelig hadde sitt opphav fra nikkilverket (nå Glencore). Det antas at det også skjer transport av tungmetaller og miljøgifter gjennom grunnvannet til bukta (Kroglund & Håvardstun, 2011). Det har blitt iverksatt flere tiltak for å bedre tilstanden i bukta: slamdeponering på landdeponi, utslippsrestriksjoner og kommunalt renseanlegg.

På stasjonen i Hanneviksbukta har nesten samtlige av faunagruppene hatt en positiv tidsutvikling i både artsrikhet og individtetthet, når man sammenligner første prøvetaking i 2002 med siste prøvetaking i 2012. Unntaket er gruppen Echinodermata, hvor det ikke har blitt observert endring. Det har vært en vesentlig endring i artssammensetningen på stasjonen i bukta. Faunagruppen Polychaeta dominerte som forventet i alle prøvene. I senere tid har det vært et større innslag av arter fra de andre faunagruppene, særlig fra gruppen Varia.

Stasjon KV01 ble ikke opprettet før det ble planlagt å utføre tildekkingen av bunnsediment i bukta. En undersøkelse fra 1983, på en nærliggende stasjon, viste at sjøbunnen var svært

nedslammet av industriavfall (Brage Rygg, 1985a). I 1983 bestod artssammensetningen av kun 18 individer og tre arter, Polychaeta *Chaetozone setosa* dominerte med i overkant av 60%, og stasjonen hadde det laveste artsmangfoldet i Vesterhavn (Rygg, 1985a). Frem til 1982 var det slamdeponering i Vesterhavn, dette ble erstattet med et landdeponi (Molvær, 1981; Næs, 1985). Dette skjedde kun ett år før denne undersøkelsen, så det antas at slamdeponeringen som ble utført i Vesterhavn fortsatt hadde en påvirkning på bunnfauna. I tillegg var bukta belastet av organisk materiale, hovedsakelig fra urensket kommunalt avløpsvann. Tidlig på 1990-tallet ble denne belastningen stoppet gjennom bygging av kommunalt renseanlegg.

Prøven fra KV01 i 2002 var svært artsfattig og inneholdt få individer. Det var sterk dominans av én art Polychaeta, *Phyllodoce maculata*, med omtrent 94% av den totale individtettheten. Arten er utpreget i forurensede områder og har blitt sett på som en forurensningsindikatorart (Rygg, 1995; Rygg & Norling, 2013). Denne arten ble ikke observert i prøvene fra 1983 i den nærliggende stasjonen (Rygg, 1985a), og i senere tid ble det kun funnet få individer i prøvene fra KV01. Sammenlignet med prøven fra 1983 var det flere individer og arter i 2002, men det var fortsatt en artssammensetning som indikerer forurensningspåvirkning. Den estimerte biomassen i 2002 var under 1 g våtvekt per 0,1 m², noe som er meget lavt.

Artssammensetningen og biomassen viser tydelig at Hanneviksbukta hadde dårlig tilstand, og at bunnfaunaen var svært påvirket av forurensning. En undersøkelse fra 2001 viser at bunnsedimentene inneholdt høye konsentrasjoner av nikkel, klororganiske forbindelser (NCB og PCB) og PAH (Næs & Rygg, 2001).

I 2002/2003 ble det utført tildekking av det forurensede sedimentet i Hanneviksbukta (Vinje, 2007). Tiltaket førte til bedre miljøtilstand i bukta, som gjenspeilet seg i artssammensetning og individtetthet til bunnfaunaen. I 2005 hadde det vært økning i både antall arter, individtetthet og biomasse, men det er fortsatt snakk om lave verdier. Den dominerende forurensningsindikatorarten, *Phyllodoce maculata*, i 2002 var nesten fraværende i 2005, og dominansen hadde skiftet over til den opportunistiske Polychaetaen *Mediomastus fragilis*. Denne arten opptrer ofte i høy tetthet ved organisk anrikning eller ved andre miljøforstyrrelser (Schøyen et al., 2013). Artsrikheten og individtettheten var fortsatt dominert av faunagruppen Polychaeta, men nå hadde det kommet større innslag av de andre gruppene.

Artssammensetningen bestod nå av mer opportunistiske og indifferente individer. I tillegg var det kommet inn noen få innslag av sensitive individer, som er et mulig tegn på at miljøtilstanden hadde bedret seg noe. Opportunistiske arter er ofte pionerarter, som vil si at de etablerer seg tidlig i områder uten fauna og utnytter de ledige nisjene til egen fordel. De er

konkurransesvake, men ved liten konkurranse fra andre arter, kan de øke kraftig i tetthet. Økning i biomassen, fra 2002 til 2005, var forårsaket hovedsakelig av en ny art Polychaeta, *Glycera alba*, som ikke var tilstede i prøven fra 2002. Det var kun fem individer av arten i prøven, men på grunn av høy individvekt dominerte den i biomassen.

Endringen i artssammensetning, individtetthet og biomasse gir en indikasjon på at forurensningssituasjonen i bukta forbedret seg etter tildekkingen. Miljøtilstanden var fortsatt ikke optimal for ømfintlige arter, så bunnfaunaen bestod fortsatt av arter som indikerer forurensning. Det antas at den forbedret artssammensetningen hovedsakelig kom av tildekkingen av forurenset bunnsediment, i tillegg til flere omganger med utslippsreduksjon fra industri både til luft og til sjø (Oug et al., 1994). Disse tiltakene førte til redusert tilførsel av nye miljøgifter, i tillegg vil tildekkingen hindre eldre partikkelbundet miljøgifter i bunnsedimentet fra å spre seg.

I perioden 2006 til 2012 var det reduksjon av opportunistiske individer. Det hadde kommet flere tolerante og indifferente individer, som har høyere ømfintlighet enn opportunistene. Dominansen i individtettheten har variert annenhver prøvetaking mellom *Chaetozone* sp. og *Mediomastus fragilis*, som begge ofte opptrer i store forekomster ved organisk anrikning eller andre miljøforstyrrelser (Oug et al., 2004; Pearson & Rosenberg, 1978; Schøyen et al., 2013). Disse artene har en høy reproduksjonsevne og kan øke vesentlig i tetthet i områder med lav konkurranse. Det var ingen vesentlig endring i artssammensetning og individtetthet fra 2005 til 2006, noe som indikerer at det tar tid å bygge opp en ny og bedre bunnfauna i områder som tidligere har vært sterkt belastet. I 2008 var det kraftig økning i biomasse, hovedsakelig skapt av økning i individtettheten til Polychaetaen *Owenia* sp., som har en relativ høy individvekt, og som stod for omtrent halvparten av den totale biomassen. I 2012 var artsrikheten forholdsvis lik prøven fra 2008, men det var en stor økning i individtettheten, hovedsakelig forårsaket av de to dominerende artene *Mediomastus fragilis* og *Chaetozone* sp.. Det var spesielt kraftig økning av Polychaetaen *Chaetozone* sp., fra 10% til 55% av total individtetthet. Den høye tettheten av *Chaetozone* sp. kan være et tegn på at bukta fortsatt var belastet av organisk materiale. I tillegg var det kraftig reduksjon i biomassen fra 2008 til 2012, hovedsakelig i faunagruppen Polychaeta. Denne reduksjonen skyldtes hovedsakelig fraværet av Polychaetaen *Owenia* sp.. Biomassen til bunnfauna kan variere av naturlige årsaker og er avhengig av flere faktorer relatert til kvantitativ og kvalitativ føde, substrat og topp-ned kontroll fra predatorer (Tumbiolo & Downing, 1994). Men siden det har blitt brukt estimerte biomasseverdier basert på faste individvekter, gjelder ikke dette her.

Artssammensetning og individtetthet i Hanneviksbukta i 2012, 10 år etter tildekking, var fortsatt dårligere enn for områder utenfor tildekkingen. Men i forhold til hvordan tilstanden til bunnfauna var før tildekkingen, hadde den blitt vesentlig forbedret. Om endringene i 2012 indikerer at miljøtilstanden hadde forverret seg er noe uklart. Nedgangen i antall arter og biomasse kan rett og slett skyldes naturlig variasjon, men basert på dominansen i individtetthet av arter som er kjent for å øke i tetthet ved organisk anrikning, kan det heller ikke utelukkes at en økning i organisk forurensning har spilt en vesentlig rolle. *Owenia* sp., som er kjent for å tåle moderat organisk anrikning, ble ikke funnet i 2012, så man kan spørre seg om det nå hadde blitt for høyt innhold av organiske stoffer for den. En undersøkelse utført på samme tidspunkt fant at sedimentene i Hanneviksbukta inneholdt 15,6 mg/g organisk karbon, som er normale nivåer for marine sedimenter (Schøyen et al., 2013). Siden bukta hadde normale verdier er det lite som tyder på at organisk anrikning var årsaken til nedsatt artsmangfold, dermed kan man muligens anta at mengden miljøgifter hadde noe å si på tilstanden til bunnfauna. En undersøkelse som ble utført viste at det var høye konsentrasjoner av arsen, kobber og nikkel i sedimentet (Næs & Håvardstun, 2013). Det ble dessverre ikke foretatt innsamling av bunnprøver i 2016 fra denne stasjonen. Dermed er det på nåværende tidspunkt vanskelig å svare på om reduksjonen i 2012 kun var midlertidig.

Artssammensetningen i de eldste prøvene fra Hanneviksbukta skilte seg kraftig fra de andre områdene i fjorden, men forskjellen har blitt redusert i senere tid. Antatt årsak til denne forbedringen er at tildekkingen som ble utført i 2002/-03 har ført til en bedre miljøtilstand i bunnsedimentet, slik at andre mer ømfintlige arter har klart å kolonisere seg.

5.2.1.2 Fiskåbukta

Fiskåbukta har vært spesielt forurenset av organisk materiale fra kommunalt avløpsvann, PAH fra eldre utslipp fra Elkem, samt klororganiske forbindelser (PCB, HCB) og enkelte tungmetaller fra nikkelverket. Det har i senere tid blitt iverksatt flere tiltak for å prøve å bedre tilstanden: kommunalt renseanlegg og utslippsrestriksjoner.

I Fiskåbukta har det blitt benyttet datamateriale fra tre stasjoner: EC1, K17 og KH03.

Avstanden fra Elkem Carbon varierer, fra EC1 som ligger like ved kaia, til KH03 som ligger lengst unna.

EC1

På stasjonen EC1, som ligger nærmest Elkem, har det vært endring i artssammensetning, individtetthet og biomasse mellom hver prøvetaking. På stasjonen var det kun individtettheten

til faunagruppen Echinodermata som hadde hatt en positiv tidsutvikling i tiden mellom første prøvetaking i 2010 og siste prøvetaking i 2016. Totalt sett hadde stasjonen en reduksjon i både antall arter og antall individer gjennom undersøkelsesperioden. I alle prøvene hadde faunagruppen Polychaeta flest arter, men i enkelte prøver hadde gruppen færre individer og lavere biomasse enn de resterende gruppene. Dersom man ser på andel individer i de økologiske gruppene, så har opportunistiske individer hatt en gradvis nedgang på stasjonen, mens det har blitt flere tolerante og indifferente individer.

I 2010 hadde stasjonen høyest individtetthet og artsrikhet, sammenlignet med de senere prøvene. Individtettheten hadde en sterk dominans av den opportunistiske Polychaetaen *Mediomastus fragilis*, som fikk reduksjon i de senere prøvene. Det var i tillegg en vesentlig høy individtetthet av Polychaetaen *Chaetozone* sp., en art som er typisk i forurensede områder (Pearson & Rosenberg, 1978; Schøyen et al., 2013). Arten var tilstede i de senere prøvene, men da kun i lav tetthet. *Mediomastus fragilis* dominerte også i 2012, og hadde da omtrent lik andel av den totale tettheten, men siden individtettheten var lavere i 2012 var det færre individer av arten dette året. I 2016 skiftet dominansen over til slangestjernen *Amphiura filiformis*, og Polychaetaen *Mediomastus fragilis* hadde en ytterligere reduksjon i antall individer og bidro nå kun med 4% av den totale individtettheten. Slangestjernen *Amphiura filiformis* er en av karakterartene i bløtbunn grunnere enn 70 meters dyp (Oug et al., 1994). Tidligere undersøkelse har påvist at arten blir negativt påvirket av høye PAH-konsentrasjoner og oljekomponenter, og den har blitt listet som følsom både for miljøgifter og organisk påvirkning (Hiscock, Langmead, & Warwick, 2004). Næs et al. (2017) mener at arten kan øke i tetthet ved moderat organisk anrikning, men at den avtar ved høyt innhold av organisk materiale.

I perioden 2010 til 2012 var det reduksjon i artsrikhet, individtetthet og biomasse på stasjonen. Faunagruppen Polychaeta hadde ingen vesentlig endring i antall arter, men det var reduksjon i de resterende gruppene. Dette indikerer at artsrikheten har blitt lavere i nyere tid, noe som antas å ha sammenheng med endring i belastningen i området. En undersøkelse viser at det hadde vært en betydelig reduksjon i konsentrasjonen av metaller og flere PAH – forbindelser i sediment fra 2010 til 2012, men at konsentrasjonene fortsatt var høye (Næs et al., 2013). Næs et al. (2017) mener at det må kunne forventes at en stasjon som ligger så nær Elkem bedriften vil variere over tid. Det var nedgang i individtettheten av den opportunistiske Polychaetaen *Mediomastus fragilis*, som kan tyde på at arten har blitt utkonkurrert av andre mer konkurransesterke arter. Dette indikerer at artssammensetningen var forbedret, selv om artsrikhet og individtetthet var redusert. Det er ikke nødvendigvis alltid slik at det er kvantitet

som betyr mest, men det kan også hende at det er kvaliteten på artssammensetningen som er viktigst.

Det var ingen vesentlig forskjell i artsrikheten fra 2012 til 2016, men det var økning i individtetthet og biomasse. Det hadde kommet flere innslag av sensitive individer og skjedd en reduksjon av opportunistiske individer. Dette indikerer at forurensningssituasjonen nær Elkem var forbedret. En undersøkelse viser at konsentrasjonen av nesten samtlige PAH-forbindelser i sediment hadde reduksjon fra 2012 til 2016, men det var noe høyere konsentrasjoner av organisk materiale i 2016 (Næs et al., 2017). Den høye konsentrasjonen av organisk materiale i 2016 samsvarer med den høye andelen av individer som er kjent for å tåle organisk belastning.

Det bør nevnes at for prøven fra 2016, ble det opparbeidet en artsliste ut fra færre replikater og benyttet en mindre del av replikatene enn for de tidligere årene. Artslisten er opparbeidet ut fra sub-sampling på grunn av høyt innhold av treflis, som gjorde at det hadde krevd for lang tid å opparbeide artsliste basert på hele replikatene. Dette kan ha ført til at antall arter og individtetthet ikke stemmer helt overens med den faktiske artssammensetningen. For prøvene fra 2010 og 2012 har det blitt opparbeidet en artsliste fra fire replikater, som er det vanligste antall replikater som har blitt benyttet i datasettet. Det kan derfor hende at prøven fra 2016 ikke er fullt ut representativ for virkeligheten.

K17

På stasjonen K17, som ligger sentralt i Fiskåbukta, hadde nesten alle faunagruppene hatt en positiv tidsutvikling i individtetthet og artsrikhet fra første prøvetaking i 1983 til siste prøvetaking i 2016. Unntakene er tettheten til gruppene Polychaeta og Varia, som hadde en reduksjon. Totalt for stasjonen hadde det vært reduksjon i individtetthet, men økning i antall arter.

Det er spesielt tre arter som har hatt høy individtettheten på stasjonen, Echinodermata *Amphiura filiformis* og Polychaeta *Chaetozone* sp. og *Caulleriella* sp., som går igjen med relativ høy individtetthet i de fleste prøvene fra K17. Slangestjernen *Amphiura filiformis* er arten som dominerte i de aller fleste prøvene.

I 1983 var individtettheten den høyeste av samtlige prøver fra Fiskåbukta, men antall arter og biomassen var på sitt laveste. *Chaetozone* sp. dominerte kraftig i individtettheten, med omtrent 80% av totalen i 1983, sammen med flere andre Polychaeta som også ofte opptrer ved organisk anrikning. Frem til tidlig på 1990-tallet ble kommunalt avløpsvann sluppet urensset ut i fjorden (Molvær et al., 1986; Oug et al., 1994). Kloakkutslipp inneholder store mengder

organisk materiale og plantenæringsstoffer, som kan føre til organisk anrikning (Rygg, 1979). En undersøkelse utført på vannkvaliteten i fjorden viste at Vesterhavn var belastet av både fosfor og nitrogen (Molvær et al., 1986).

Sammenlignet med prøven fra 1983 var artssammensetningen klart forbedret i 2006. Ved sammenligning var det i prøven fra 2006 økning i både antall arter og biomasse. Polychaeta hadde fortsatt flest arter, men det hadde nå blitt større innslag arter av de andre faunagruppene. Økning i biomassen kom hovedsakelig av en ny art Polychaeta *Pectinaria belgica*, med relativt høy individvekt, som ikke var tilstede i prøven fra 1983.

Individtettheten hadde en kraftig reduksjon i faunagruppen Polychaeta, og dominansen skiftet fra *Chaetozone* sp. til slangestjernen *Amphiura filiformis*. *Chaetozone* sp. er lite konkurransedyktig og har antageligvis blitt utkonkurrert av andre arter som nå hadde fått oppfylt sine miljøkrav for å kunne overleve i området. Det at arten *Amphiura filiformis*, som ikke var tilstede i 1983, nå dukket opp, gir en indikasjon på lavere organisk anrikning, siden arten kan øke i antall ved moderat organisk anrikning, men avtar ved høy belastning (Næs et al., 2017). Det hadde kommet en større andel av opportunistiske individer på stasjonen, som kan ha hatt en negativ effekt ved at de kan være med på å senke artsmangfoldet i samfunnet. Selv om andelen opportunistiske individer hadde økt, var det en forbedring i artssammensetningen basert på økt antall arter og den kraftige reduksjonen av *Chaetozone* sp. som er en karakteristisk art i forurensede miljøer. Det antas at forbedringen kom av redusert tilførsel av organisk materiale og PAH-forbindelser til fjorden. I 1990 ble det satt i drift et renseanlegg på Bredalsholmen, som renser avløpsvann fra områder vest for Kristiansand (Oug & Moy, 1991). Dette førte til at utslippene av urensset kommunalt avløpsvann ved Storenes i Fiskåbukta ble stanset (Berge et al., 2007). I tillegg kan man anta at PAH-konsentrasjonen hadde avtatt. Dette kan antas på bakgrunn av dominansen av slangestjernen *Amphiura filiformis*, som har blitt påvist å bli negativt påvirket av høye PAH-konsentrasjoner (Hiscock et al., 2004). Det har blitt utført flere tiltak av Elkem i perioden 1983 til 2006 med formål å redusere utslippene til fjorden (Næs, 1992; Vinje, 2007). Ved sammenligning av PAH konsentrasjon i undersøkelsene fra 1983 og 1991 var det 50% reduksjon av disse stoffene i overflatesedimentet, som tyder på tiltakene gjort på Elkem har ført til reduksjon av utslipp fra bedriften (Næs, 1992).

I perioden 2010 til 2016 hadde K17 vekslende individtetthet og biomasse, noe som korresponderer med mønsteret til stasjon EC1. Siden det samme mønsteret opptrådte på to relativt nærliggende stasjoner kan det trolig forklares av naturlige svingninger i fauna, men man kan heller ikke utelukke at variasjon i mengde utslipp fra industriens side også er en

faktor. Dersom man ser på andelen individtetthet i faunagruppene, var det en forskjell mellom EC1 og K17. På K17 var det hovedsakelig andelen av Echinodermata som skapte endringen, mens på EC1 var det endring i de fleste faunagruppene. Det var heller ikke likt mønster i artsrikhet mellom de to stasjonene. K17 hadde en økende utvikling frem til 2012 før det var en reduksjon i 2016. På EC1 kom reduksjonen fire år tidligere (2012). Dette kan indikere at forstyrrelsen som antagelig førte til endring i 2012 på EC1, nær kaia til Elkem, hadde påvirkning på K17 noe senere.

Det må nevnes at for prøven fra 2016 på K17, ble artslisten opparbeidet utfra sub-sampling av de fire replikatene. Dette kan ha ført til redusert antall arter og antall individer, ved at enkelte arter uteble fra artslisten og mengden av artene kan være beheftet med feil.

I perioden 2010 til 2012 var det fortsatt dominans av slangestjernen *Amphiura filiformis* i individtetthet på K17. Polychaetaen *Chaetozone* sp. hadde kommet tilbake, nå kun i lav tetthet. Prøven fra 2016 var også dominert av *Amphiura filiformis*, sammen med Polychaetaen *Caulleriella* sp. som hadde hatt økning siden 2012.

Biomassen til *Pectinaria belgica* hadde en lavere andel i perioden 2010 til 2012. Arten dominerte fortsatt, men nå sammen med slangestjernen *Amphiura filiformis*. I 2010 var det i tillegg en stor andel av Polychaeta *Scalibregma inflatum*, en art med relativt høy individvekt, men i senere prøver hadde arten lavere andel av den totale biomassen. Bagge (1969) klassifiserte *Scalibregma inflatum* som sensitiv til forurensning, men dette ble ikke støttet opp av andre (Berge et al., 2007; Mirza & Gray, 1981; Pearson, 1975). I NSI er arten satt som tolerant, mens i ISI er den klassifisert som opportunistisk og en kraftig indikator på forurensning (Rygg, 1995; Rygg & Norling, 2013).

Artssammensetningen på K17 inneholdt også i 2016 en del tolerante arter, som gjenspeiler at stasjonen fortsatt er preget av forstyrrelser, men sammenlignet med i 1983 hadde tilstanden forbedret seg vesentlig. Antatt årsak til forbedring er nedgang i tilførsel av miljøgifter og organisk materiale. En trendanalyse som ble utført i 2016, over PAH-konsentrasjonen i sediment, viste at det var en statistisk signifikant endring, spesielt i mengden av tyngre forbindelser, fra 2006 til 2016 på stasjon K17 (Næs et al., 2017). Dette antas å ha en sammenheng med utslippsreduksjon av PAH i prosessvann etter 2004 (Næs et al., 2017). Bunnsedimentet hadde høyt innhold av organisk materiale både i 2012 og i 2016, sammenlignet med hva som er normalt for marine miljøer (Næs et al., 2017; Schøyen et al., 2013). Dette gir en indikasjon på at bunnfauna i området rundt K17 i 2016 fortsatt var påvirket av organisk materiale, selv om utslippet av urensset kommunalt avløpsvann nå var stanset. Det antas at ny tilførsel av organiske stoffer nå stammer fra diffuse kilder i

overflateavrenning fra land (Hindar et al., in press). Det kan også tenkes at denne typen forurensing øker i et endret klimaregime som vi nå er inne i. Dette kan være et mulig forskningsemne for fremtiden.

KH03

KH03, lengst unna Elkem, var den eneste stasjonen som hadde hatt en konstant positiv endring i artssammensetningen. Nesten alle faunagruppene hadde her en positiv tidsutvikling i artsrikhet og individtetthet fra første prøvetaking i 2010 til siste prøvetaking i 2016.

Unntakene er tettheten til gruppen Bivalvia, som hadde en reduksjon, og Crustacea og Varia som forholdt seg tilnærmet lik. Totalt sett hadde det vært økning i både antall arter og antall individer.

Artsrikhet, individtetthet og biomasse økte for hver prøvetaking i perioden 2010 til 2016. Det var noe variasjon i hvilke faunagrupper som hadde størst individtetthet, men andel arter i gruppene var omtrent lik gjennom hele perioden. I 2010 var det dominans i individtetthet av faunagruppen Bivalvia, som hovedsakelig bestod av *Nucula* sp. (26% av totalen). Denne arten ble det kun funnet få individer av i de senere prøvene, som resulterte i nedgang til gruppen Bivalvia. Andelen av opportunistiske individer var størst i prøven fra 2010, og andelen ble redusert over tid. I 2012 hadde dominansen i individtetthet skiftet over til faunagruppen Echinodermata, hvor slangestjernen *Amphiura filiformis* stod for størst andel. Denne arten hadde også reduksjon på K17 samme år. Polychaetaen *Caulleriella* sp. hadde i 2012 kommet inn med høyere individtetthet, som også var tilfelle på de to andre stasjonene. Det hadde kommet inn større andel av sensitive individer, og færre opportunistiske individer. I 2016 hadde dominansen i individtettheten skiftet over til faunagruppen Polychaeta, hovedsakelig av *Caulleriella* sp.. I tillegg hadde det vært en økning av slangestjernen *Amphiura filiformis*.

Biomassen i 2010 var dominert av faunagruppen Polychaeta, hvor *Scalibregma inflatum* stod for den største andelen. Det var den samme arten som stod for størst andel i 2010, også på de to andre stasjonene i Fiskåbukta. I 2012 hadde biomassen til *Scalibregma inflatum* gått gjennom en reduksjon, og dominansen ble skiftet over til *Amphiura filiformis*. I 2016 var det en kraftig økning i biomassen, hovedsakelig forårsaket av Polychaetaen *Scalibregma inflatum*, som nå stod for omtrent 60% av den totale biomassen.

Selv om KH03 er den eneste stasjonen som opplevde en konstant økning, har den også hatt større variasjon i dominans enn de to andre stasjonene i samme område. Dette kan komme av naturlige påvirkninger, eller at stasjonen er plassert lengre vekk fra forurensningskildene enn de to andre. Tilstedeværelsen av slangestjernen *Amphiura filiformis* indikerer at også KH03

var preget av organisk anrikning og nedgang i PAH-konsentrasjon. Samme undersøkelse som ble nevnt tidligere viste at KH03 også hadde høyt innhold av organisk materiale, men lavere verdier enn for de to andre stasjonene (Næs et al., 2017). Trendanalysen viste at konsentrasjoner av PAH-forbindelser på KH03 var redusert i perioden 2010 til 2016, men ikke i like stor grad som på EC1 (Næs et al., 2017).

Det har vært både likheter og ulikheter i artssammensetning, individtetthet og biomasse mellom de tre stasjonene i Fiskåbukta. Spesielt tre arter gikk igjen med høy individtetthet i de fleste prøvene på samtlige stasjoner i Fiskåbukta: to Polychaeta *Chaetozone* sp. og *Mediomastus fragilis*, som også går igjen i de fleste prøvene fra Hanneviksbukta, og Echinodermata *Amphiura filiformis* som gjennom prøvetakingsperioden økte på samtlige stasjoner. I biomassen var det i tillegg én Polychaeta, *Scalibregma inflatum*, og én Echinodermata, *Amphiura filiformis*, som hadde høy biomasse i enkelte prøver fra samtlige stasjoner. Som nevnt tidligere blir *Amphiura filiformis* negativt påvirket av høye PAH-konsentrasjoner og avtar ved høy organisk anrikning. Dette kan være en indikasjon på at miljøforholdene i Fiskåbukta har beveget seg i en positiv retning.

I perioden 2010 til 2016 var det likt mønster i individtettheten for EC1 og K17. Stasjonen som skilte seg mest fra de andre var KH03. Denne stasjonen hadde større variasjon i dominans av faunagruppene, både i individtetthet og biomasse.

Innhold av organisk materiale i sedimentet på de tre stasjonene gir en indikasjon på at det var en forurensningsgradient i Fiskåbukta (Næs et al., 2017). I tillegg fant trendanalysen at det var en konsentrasjonsgradient for PAH i bunnsediment på stasjonene (Næs et al., 2017). I perioden 2010 til 2016 var det størst konsentrasjon av PAH-forbindelser på EC1, en del lavere på K17 og lavest på KH03 (Næs et al., 2017). Dette kan også observeres gjennom gjenspeilingen i artssammensetning fra stasjonene i perioden 2010 til 2016. EC1, nærmest Elkem, hadde den dårligste artssammensetningen, bestående av høy andel opportunistiske individer, men det kan imidlertid registreres en svak bedring over tid. Stasjonene lengre unna Elkem, K17 og KH03 hadde til sammenligning større andel tolerante og indifferente individer.

5.2.1.3 Østergapet

Stasjonen fra Østergapet ligger i et dypere område enn de andre stasjonene fra Kristiansandsfjorden. Alle faunagruppene hadde her en positiv tidsutvikling mellom den første prøvetakingen i 1983 og den siste prøvetakingen i 2016, både i individtetthet og artsrikhet. I samtlige prøver fra Østergapet var individtettheten dominert av to Polychaeta,

Chaetozone sp. og *Heteromastus filiformis*. I biomassen var det hovedsakelig én art Echinodermata som dominerte, *Brissopsis lyrifera*.

Ved første øyekast på resultatene, kan man se vesentlige forskjeller i artssammensetningen mellom de eldre og de nye prøvene.

Fra 1983 til 1993 var det ikke vesentlige endringer i artssammensetning, individtetthet og biomasse. Den totale artsrikheten i perioden var omtrent lik, men det var noe reduksjon i faunagruppen Polychaeta og noe økning i gruppen Bivalvia. Individtetthet i begge prøvene var dominert av to Polychaeta *Chaetozone* sp. og *Heteromastus filiformis*. *Heteromastus filiformis* er klassifisert som en opportunistisk art i både NSI og ISI, og siden arten er utpreget i forurensede områder er den en god indikator på forurensning (Rygg, 1995; Rygg & Norling, 2013). I 1993 hadde det vært en økning av sensitive og tolerante individer, mens det hadde vært en reduksjon av indifferente individer.

Biomassen i begge prøvene var dominert av faunagruppen Echinodermata, da hovedsakelig én art sjømus *Brissopsis lyrifera* som har høy individvekt og er klassifisert som indifferent art i NSI (Rygg & Norling, 2013). Fra 1983 til 1993 var det reduksjon i biomasse. Dette skyldtes fravær av én art Bivalvia, *Thyasira sarsii*, som på grunn av en relativt høy individvekt, hadde høy andel av biomassen i 1983. Arten er klassifisert som en opportunistisk art i både NSI og ISI (Rygg, 1995; Rygg & Norling, 2013). Den kan være utpreget i forurenset miljø, og kan brukes som en indikator på forurensning (Rygg, 1995).

På bakgrunn av den lave endringen antas det å ikke ha vært noen vesentlige belastninger i området fra 1983 til 1993. Det er verdt å nevne at siden det var ti år mellom prøvetakingene, kan det ha vært endringer som benyttet datasett ikke har fanget opp.

Fra 1993 til 2014 skjedde det endring i artssammensetning og i biomasse. Siden det er over 20 år mellom prøvetakingene kan det trolig ha vært en mer gradvis økning enn det som gjenspeiles i resultatene. Andelen av faunagruppene var nokså lik i artsrikhet og individtetthet, men det hadde vært en økning i samtlige grupper. Det var de samme to Polychaeta som dominerte i individtettheten, *Chaetozone* sp. og *Heteromastus filiformis*. Økning i individtettheten var hovedsakelig forårsaket av Polychaetaen *Heteromastus filiformis*. Siden arten er en opportunist kan den ha dratt nytte av den lave tettheten i 1993. Opportunister er kjent for å ha en r-seleksjon, som vil si at de har en kort livssyklus og har evnen til å formere seg raskt i områder med lav konkurranse (Pianka, 1970). Mellom 1993 og 2014 hadde det også vært kraftig økning i biomasse, som hovedsakelig kom av faunagruppen Echinodermata. Det er den samme arten som dominerer; *Brissopsis lyrifera*, denne står for i overkant av 80% av den totale biomassen i 2014. Ved å se på individtettheten av arten så

hadde den bare gått opp fra ett enkelt individ til tre individer, men den høye individvekten gjør store utslag på total biomasse. Den eneste likheten mellom 1993 og 2014 er andelen i de økologiske gruppene til NSI.

Det har ikke blitt funnet noen dokumenterte endringer i menneskelig påvirkning mellom 1993 og 2014 som kan forklare endringene. Det antas dermed at stasjonen i 1993 fortsatt hadde ettervirkninger fra oppblomstringen av den giftproduserende algen *Chrysochromulina polylepis*, som spredte seg langs kysten av Sør-Norge i 1988 (Berge et al., 1988).

Kristiansandsfjorden var et av områdene som ble hardest rammet av denne oppblomstringen (Berge et al., 1988). Det var ikke noen umiddelbar påvirkning på bunnfaunaen, men i etterkant ble det påvist endring i artssammensetningen, og omtrent halvparten av all bløtbunnsfauna i Sør-Norge ble utslettet (Olsgard, 1993; Rygg, 1998b). Det var en art, karakteristisk for Østergapet, som fikk en umiddelbar effekt av oppblomstringen. Dette var *Brissopsis lyrifera*, som til dels mistet sine pigger, som er viktige for artens mulighet til å grave seg ned og til å skaffe seg føde (Berge et al., 1988; Widdicombe & Austen, 1998). Det ble også påvist svak eller unormal rekruttering til bunnsamfunnet rett etter oppblomstringen (Pedersen et al., 1989). Individtettheten til bunnfaunaen begynte ikke å øke vesentlig igjen før i perioden 1990 til 1995 (Rygg, 1998b).

Siden det var et stort sprang mellom prøvene fra 1993 og fra 2014, er det vanskelig å vurdere om det har vært en gradvis økning eller om økningen skjedde brått. Rygg (1998b) fant at individtettheten til bløtbunnsfauna fordoblet seg i 1994/-95 sammenlignet med under algeoppblomstringen, og at det i 1996 var en tendens til nedgang. Det viste seg at endringen samsvarte nært med endringen i partikulært organisk materiale i vannmassene (Rygg, 1998b). Slike materialer synker til bunns, hvor de gir næring til bløtbunnsfauna (Rygg, 1998b). Dette kan indikere en brå, heller enn gradvis, økning i Østergapet. Datasettet er uansett mangelfullt og egner seg ikke til å fange opp nyanserte variasjoner i området.

For prøven fra 1983 er det noe usikkerhet på hvorfor den hadde lavere antall arter og antall individer enn prøven fra 2014. En mulig forklaring er at forurensningen i de andre områdene i denne perioden var såpass kraftig at den kan ha spredt seg helt ut til Østergapet, hvor den også der kan ha forårsaket belastninger på bunnfauna.

Fra 2014 til 2015 var det en ny økning i artsrikhet og individtetthet på stasjonen i Østergapet, men ikke i like stor grad som i perioden 1993 til 2014. Det var faunagruppen Polychaeta som stod for økningen både i artsrikhet og i individtetthet. Økningen i individtetthet kom hovedsakelig ikke av de to dominerende artene, som kun hadde en liten økning hver. Biomassen hadde på sin side en stor reduksjon i denne perioden, som hovedsakelig skyldtes

nedgang i antall individer, fra tre til ett individ av arten *Brissopsis lyrifera*. Det antas at den lave endringen var et resultat av naturlig variasjon.

I perioden 2015 til 2016 var det reduksjon i de fleste faunagruppene, både i artsrikhet, individtetthet og biomasse. Artssammensetningen bestod nå hovedsakelig av indifferente individer, og andelen opportunistiske individer hadde gått ned. De samme to Polychaeta dominerte, men det var en kraftig reduksjon i tettheten til *Heteromastus filiformis*.

Reduksjonen i biomassen skyldtes ikke Echinodermen *Brissopsis lyrifera*, men faunagruppene Polychaeta og Bivalvia.

Nedgang i artsrikhet og individtetthet tyder på at området var påvirket, men nedgang i opportunistiske arter, som er med på å redusere artsmangfoldet, indikerer en bedre artssammensetning. Det har ikke blitt funnet noen dokumenterte årsaker til denne endringen, så det antas at endringen kan komme av naturlige svingninger, som for eksempel tilgangen på føde.

Det har nå blitt vist at det har vært en endring i både artssammensetning, individtetthet og biomasse på stasjonen i Østergapet, slik som det også var både i Hanneviksbukta og i Fiskåbukta. Dette er noe som i utgangspunktet ikke var forventet, siden det ikke ble funnet noen dokumenterte menneskelige påvirkninger på denne stasjonen.

Andelen individer i de økologiske gruppene til NSI skal gjenspeile hvordan miljøtilstanden i områder er. På samtlige stasjoner har det vært variasjon i andel individer i de økologiske gruppene. Resultatet fra Østergapet tyder på at området har vært påvirket, men det har ikke blitt funnet bevis for menneskelig påvirkning. Ømfintlighetsverdiene har blitt beregnet utfra prøver langs norskekysten, men resultatet fra Østergapet indikerer at systemet kanskje ikke fungerer optimalt i alle områder. Indekser for ømfintlighet har blitt utarbeidet hovedsakelig basert på områder med organisk belastning og ikke i like stor grad fra områder forurenset av miljøgifter. Det kan tenkes at dette vil føre til at indeksene kan feiltolke miljøtilstand i slike områder. Arter som er ømfintlig overfor organisk anrikning, trenger ikke nødvendigvis være ømfintlige overfor miljøgifter.

5.2.2 Likhet innad og mellom områder

For å se om det har vært endring i artssammensetning på stasjonene og om det har vært lokale forskjeller mellom områdene i Kristiansandsfjorden, ble det utført tre ulike analyser: en klassifiseringsanalyse (clusteranalyse) og to ordinasjonsanalyser (korrespondanseanalyse og multidimensjonal skalering). Samtlige analyser ga ekvivalente resultater, med de samme grupperingene og de samme avvikende prøvene. Analysen indikerer at det har vært lokale

gradienter inne i fjordområdet, men at de har blitt svakere i senere tid mellom Hanneviksbukta og Fiskåbukta. Analysene grupperte prøvene ut fra hvilket område de hadde sin opprinnelse fra, noe som indikerer at artssammensetningen var forskjellig mellom områdene men lik innad i området. Dette antas å komme av ulik grad av belastning i områdene. Ut fra grupperingen i korrespondanseanalysen kan akse 1 (horisontal), som forklarer 18% av den totale variasjonen i datasettet, tolkes som en gradient for dyp ved at den skiller de grunne stasjonene i Fiskåbukta og Hanneviksbukta fra den dype stasjonen i Østergapet. Akse 2 (vertikal), som forklarer 11% av den totale variasjonen, kan tolkes som en gradient fra lav artsrikhet på toppen av aksene, til en gradvis økende artsrikhet nedover.

Gruppe I

Gruppe I består av nesten samtlige prøver fra Fiskåbukta, ved likhetsverdi på 40%, unntaket var den eldste fra 1983 på K17. Artslisten viser at alle prøvene i gruppen hadde 9 arter av totalt 140 arter til felles, men mange av artene fantes i nesten samtlige prøver. Clusteranalysen viser en større grad av likhet mellom stasjonen nærmest Elkem (EC1) og stasjonen lengst unna bedriften (KH03). Disse to hadde en lik tidsutvikling i perioden 2010 til 2016, siden de ble plassert inn i samme undergruppe etter årstall for prøvetaking og ikke etter hvilken stasjon prøvene var hentet fra. Dette indikerer at det var en lik tidsutvikling mellom disse to stasjonene, og en større forskjell innad i stasjonene. Prøvene fra 2010 og 2012 på K17 dannet en egen undergruppe med lavere likhet til de to andre stasjonene i samme periode, men i 2016 hadde stasjonen fått større likhet med prøvene fra 2016 til de to andre stasjonene. K17 viser dermed mer likhet innad i stasjonen i perioden 2010 til 2012, men en større likhet til de andre stasjonene i 2016. Denne tidsutviklingen kom ikke tydelig frem gjennom ordinasjonsanalysene. Det ble dermed gjort en korrespondanseanalyse av kun prøvene fra Fiskåbukta og Østergapet, for å se om mønstre kom fram da. Resultatet fra korrespondanseanalysen viste lik tidsutvikling mellom de tre stasjonene, men det var tegn til noe lavere likhetsgrad på K17. Siden mønsteret kom fram ved å fjerne prøvene fra Hanneviksbukta indikerer det at disse prøvene skaper støy, slik at eventuelle mønstre som finnes ikke kommer tydelig fram. Det ble også gjort clusteranalyse og MDS uten prøvene fra Hanneviksbukta, men da disse ikke ga nye utfall ble resultatene ikke tatt med i oppgaven.

Gruppe II

Gruppe II består av de tre nyeste prøvene, 2006, 2008 og 2012, fra Hanneviksbukta. Dette gir en indikasjon på endringer i artssammensetningen fra 2005 til 2006. Individtettheten var omtrentlig lik begge år, men antall arter i 2005 var mer lik de to senere prøvene enn i 2006. Dette er noe motstridende, sammenlignet med resultatene fra analysene. Ved sammenligning

av type arter i artslisten, hadde prøven fra 2006 flere likheter med prøvene fra 2010 og 2012 enn hva prøven fra 2005 hadde. Med andre ord var artssammensetningen i de tre senere prøvene forskjellig fra 2005.

Ved sammenligning av prøvene innad i Gruppe II viser clusteranalysen større likhet i artssammensetning i prøvene fra 2006 og 2012, mens ordinasjonsanalysene viser lavest likhet mellom disse to, illustrert i avstanden mellom punktene. I følge artslisten var det flest like arter mellom prøvene fra 2008 og 2012, mens det var færrest like arter mellom 2006 og 2008. Dette gir en indikasjon på at det var større likhet mellom 2008 og 2012. Analysene baserer seg også på flere faktorer enn kun like arter, som hvordan individene er fordelt mellom artene, dette er noe vanskeligere å se ut ifra en artsliste. Ved å se på Bray-Curtis likhetsmatrisen, som er utgangspunktet for både clusteranalysen og MDS plottet, så er det prøven fra 2006 og 2012 som har størst likhet (53%), men her er det snakk om få prosentpoeng i differanse.

Gruppe III

Gruppe III består av alle prøvene fra Østergapet ved 40% likhet, som gir en indikasjon på at det er likhet i artssammensetningen innad i prøvene fra stasjonen. Analysene indikerer at Østergapet skilte seg mest ut av de tre områdene. Bray-Curtis likhetsmatrise gir Østergapet størst likhet (15-27%) i artssammensetning med prøvene fra stasjon K17. Artslisten viser at alle prøvene fra Østergapet hadde 21 arter av totalt 134 arter til felles.

Ved høyere likhetsgrad danner de to eldste prøvene en undergruppe, og de tre nyeste en annen undergruppe. Både artsrikhet og individtetthet på de to eldste var lavere enn på de tre nyeste prøvene. Faunagruppen Polychaeta dominerte i alle prøvene, men i de nyere prøvene var det flere arter i de andre faunagruppene. Med andre ord har det i perioden 1993 til 2014 vært en endring i artssammensetning.

I Bray-Curtis matrisen var det ingen parvise sammenligninger som overskred 40% likhet mellom prøvene fra Østergapet og de resterende prøvene. Siden Østergapet viste størst lokal forskjell fra de to andre områdene i analysene, ble det i tillegg utført en clusteranalyse og MDS plott med prøver fra en upåvirket stasjon utenfor Grimstad, for å se om Østergapet viser større likhet med upåvirket enn med påvirket område. Resultatet fra analysene indikerer at Østergapet hadde omtrent 10% større likhet i artssammensetningen med stasjonen i Grimstad, enn med de andre områdene i Kristiansandsfjorden. Ved sammenligning av artslistene fra stasjonene var det flere felles arter mellom Østergapet og Grimstad, som de resterende stasjonene ikke hadde. Men det må nevnes at MDS plottet ga høyere stressnivå når tilleggsprøvene ble inkludert, så den representerer ikke Bray-Curtis likhetsmatrise like godt, men den er fortsatt under 0,2 som er sett på som god verdi (Kruskal, 1964).

Avvikende prøver

Alle de tre analysetypene ga de samme tre avvikende prøvene: Hanneviksbukta (KV01) i 2002 og 2005, og den eldste fra Fiskåbukta i 1983 (K17).

De to eldste prøvene fra Hanneviksbukta var begge avvikende og ikke innbyrdes like. Det var én forskjell mellom analysene, denne forskjellen består i hvilken av disse to prøvene som hadde lavest likhetsverdi sammenlignet med de andre prøvene, men analysene viste tydelig at begge var avvikende. Prøven fra 2002 ble tatt før tildekkingen av den forurensede bunnsedimentet i bukta, og hadde svært lav artsrikhet og individtetthet, og skilte seg sterkt fra resten av Kristiansandsfjorden. Ved tildekking av bunnsediment blir alt liv på bunnen drept, dette kan føre til suksessjon, endring i artssammensetning, ved at forholdene på overflatesedimentet endres. Det antas at dette var årsaken til avviket for prøven fra 2005 i Hanneviksbukta sammenlignet med de senere prøvene i bukta. Ved å se på artslisten og figurer over artssammensetning hadde prøven fra 2005 større likhet med de resterende prøvene fra Hanneviksbukta enn hva som var tilfelle med prøven fra 2002.

Den tredje avvikende prøven var den fra 1983 i Fiskåbukta (K17). Artssammensetningen i 1983 var svært forskjellig fra de senere prøvene på stasjonen. I 1983 var artssammensetningen dominert av arter som kan øke kraftig i tetthet ved organisk anrikning. Det var lav artsrikhet og omtrent 80% av individtettheten bestod av den lille og tolerante Polychaetaen *Chaetozone* sp., som er kjent for å opptre i store forekomster ved organisk anrikning og andre miljøforstyrrelser (Pearson & Rosenberg, 1978; Schøyen et al., 2013). Bray-Curtis likhetsmatrise viser at denne prøven hadde større likhet med de fleste prøvene fra Hanneviksbukta etter tildekkingen, enn med de resterende prøvene fra Fiskåbukta.

For å undersøke om prøven fra 1983 i Fiskåbukta var representativ for den vestlige delen av Kristiansandsfjorden, ble det utført en clusteranalyse og et MDS plott med flere prøver fra ulike områder i Vesterhavn, fra samme år. Disse tilleggsprøvene dannet en gruppe med K17 fra 1983, som hadde over 40% likhet i artssammensetning. Dette indikerer at K17 var representativ for de vestlige delene av fjorden, og at artssammensetningen i 1983 var annerledes da, sammenlignet med i senere tid. Det antas at årsaken til at artssammensetningen i 1983 var ulik senere prøver, var at frem til 1990-tallet ble alt kommunalt avløpsvann vest for Kristiansand sluppet urensset ut i den vestlige delen av fjorden. Det var på den tiden 25 utslippspunkt i Vesterhavn – Fiskåbukta (Stene-Johansen, 1971). Dette førte til stor organisk anrikning i området, som tydelig satte sine spor i bunnfauna. I 1990 og 1993 ble to kommunale rensesanlegg satt i drift, dette førte til at utslipp av urensset kloakk ble stoppet (Oug

et al., 1994). I tillegg har det i senere tid vært strengere utslippsrestriksjoner fra industrien, som har ført til videre reduksjon av belastning i fjorden.

Grupperingene fra analysene viser at det gjennom prøveperioden har vært lokale forskjeller i artssammensetningen innad i enkelte stasjoner og mellom de tre områdene i fjorden. Samtlige analyser viste at det var større likhet mellom enkelte av prøvene fra Hanneviksbukta og de fleste prøvene fra Fiskåbukta, mens Østergapet hadde lavere likhet med de to andre områdene. Dette antas å komme av mindre belastning i Østergapet, men kan også komme av stasjonenes ulike dyp. En undersøkelse har vist at dybde kan ha en innvirkning på hvilke arter som lever hvor, og at diversitet øker i takt med dybde opptil et visst punkt (Rygg, 1996).

Man kan anta at årsaken til lokale forskjeller i fjorden kommer fra grad av belastning, hvilke miljøgifter og organisk materiale områdene har blitt utsatt for og hvilke tiltak som har blitt iverksatt. Hanneviksbukta og Fiskåbukta har i senere tid vist mindre lokale forskjeller. Dette antas å være et resultat av forbedret tilstand i Hanneviksbukta etter tildekking og etablering av ny bunnfauna. De fleste bunndyr har et pelagisk larvestadie, og siden avstanden mellom disse to buktene ikke er stor, kan de utveksle arter dersom miljøtilstanden gjør det mulig for artene å overleve.

Stasjonen i Østergapet og stasjonen i Grimstad er en del av Økokyst (tidligere kalt Kystovervåkningsprogrammet). Dette er et langtids-overvåkningsprogram som har sett på trenden til marine økosystemer, på stasjoner langs norskekysten i Skagerrak, for å undersøke naturlige variasjoner. Den ble startet opp på basis av algeoppblomstringen i 1988. Formålet med programmet var å få oversikt over miljøtilstanden med hensyn til næringsalter, identifisere kilder til næringsalter og å kartlegge endring og effekt av næringsaltene (Moy et al., 2002). Stasjonen i Østergapet og i Grimstad er sett på som forholdsvis upåvirkede områder og ble tatt med for å undersøke om det var lik tidsutvikling mellom de og stasjonene i indre deler av Kristiansandsfjorden. Dersom det var lik tidsutvikling kunne endringene i Hanneviksbukta og Fiskåbukta forklares av naturlige variasjoner i økosystemet. Det viste seg at endringene i indre deler av Kristiansandsfjorden var mer lokale og hadde et annet mønster og større variasjon enn Østergapet og Grimstad. Det antas dermed at endringene skyldtes belastning fra menneskelige aktiviteter i større grad enn naturlige svingninger. Dyp kan ha noe å si på forskjellen i artssammensetningen, siden grunnere områder har mer variasjon i miljøfaktorer og siden de fleste artene som regel har enten preferanse for grunne eller for dype områder (Rygg, 1996). Stasjonen i Grimstad har omtrent lik dybde som stasjonene i indre

deler av Kristiansandsfjorden, men hadde likevel større likhet med den dypere liggende stasjonen i Østergapet.

5.2.3 Artsutbredelse

Korrespondanseanalysen viser plott over de viktigste artene, som forklarer mest likhet i prøvene innad i gruppene, og hvilke arter som forekom i mer enn en gruppe. Omkring Gruppe I er det en klynge med arter. Disse ble plassert oppå hverandre i koordinatsystemet, men for å lettere kunne se hvilke arter det gjelder, ble noen av de forskjøvet litt. De fleste artene er av faunagruppen Polychaeta, men det var innslag av arter fra samtlige faunagrupper. Klyngen består av arter fra alle de økologiske gruppene til NSI, men flesteparten av de er indifferente arter. Slangestjernen *Amphiura filiformis*, som var en av de karakteristiske artene i individtettheten til nesten samtlige prøver fra Fiskåbukta, ble plassert i denne klyngen med arter. Ved å undersøke artslisten var det kun få individer av denne arten i to av prøvene fra Hanneviksbukta.

I området hvor Gruppe II ble plassert, er det færre arter: tre Polychaeta, én Bivalvia og to Varia. Blant disse artene finner vi polychaetaen *Mediomastus fragilis*, som var en karakteristisk art i Hanneviksbukta. Denne arten var i tillegg dominerende i enkelte prøver i Gruppe I og i den avvikende prøven fra Hanneviksbukta i 2005. Dette har antageligvis ført til at den ble plassert rundt Gruppe II, som ligger mellom Gruppe I og den avvikende prøven. Ved sammenligning med artslisten fantes artene rundt Gruppe II i nesten samtlige prøver i datasettet, men antageligvis forklarer artene større likhet i prøvene innad i Gruppe II enn de resterende gruppene.

Omkring prøvene i Gruppe III, er det seks arter analysen mener forklarer likheten i prøvene innad i gruppen. Artene var fra faunagruppene Polychaeta og Bivalvia, og er klassifisert som indifferente, tolerante og opportunistiske. I artslisten var disse artene ikke tilstede i noen av de andre prøvene, men alle var med i nesten samtlige prøver innad i gruppen.

I tillegg til å illustrere hvilke arter som er med på å vise likhet i prøvene innad i gruppene, gir analysen indikasjoner på hvilke arter som forekommer i mer enn én gruppe. Artene som ligger mellom prøvepunktene viser dette. Det er flere arter som forekommer i flere grupper, og de viser dermed likhet i artssammensetning i de tre områdene i fjorden. Dette gjelder hovedsakelig arter av faunagruppen Polychaeta.

Clusteranalysen gav indikasjon på hvilke arter som er med på å forklare likhet innad i prøvene i gruppene. De fem artene som best forklarer likheten ble tatt med. I gruppe I og II var tre av

disse fem artene plassert rundt prøvene i korrespondanseanalysen, mens i Gruppe III var det kun én art. Årsaken til dette er at de resterende artene også befant seg i prøvene i de andre gruppene. Resultatet fra korrespondanseanalysen illustrerer bedre hvilke arter som forekommer i prøver fra flere grupper, mens clusteranalysen gir et bedre innblikk i hvilke arter som best forklarer likhet i prøvene innad i gruppen.

5.3 Økologisk tilstandsklassifisering

Rygg (1995) nevner at indekser har en tendens til å underestimere visse faktorer, så i denne undersøkelsen har den økologiske tilstandsklassen blitt satt ved å benytte gjennomsnittet av flere ulike indekser.

I denne undersøkelsen har den økologiske tilstanden blitt vurdert kun basert på bløtbunnsfauna. Det har ikke blitt benyttet fysisk-kjemiske støtteparametere eller vannregionspesifikke stoffer, som det anbefales å bruke i tillegg. Bruk av flere parametere vil kunne danne et bredere og mer helhetlig bilde av situasjonen. Ved å kun benytte bløtbunnsfauna kan det ha ført til at den angitte tilstanden i denne undersøkelsen ikke nødvendigvis gjenspeiler hele den sanne økologiske tilstanden, men den vil kunne vise hvordan tilstanden til bløtbunnsfauna har endret seg.

Siden det ikke har blitt utført regelmessige prøvetakinger fra de valgte stasjonene var det i enkelte perioder få prøver å basere en regelmessig og kontinuerlig tidsutvikling på. For å danne et bedre helhetsbilde av fjorden ble datasettet supplert med prøver fra andre stasjoner i den vestlige delen av Kristiansandsfjorden, samt prøver fra én stasjon i Grimstad.

For 1983 ble den økologiske tilstanden i vestlige deler av Kristiansandsfjorden generelt klassifisert som dårlig. De indre delene av fjorden hadde en kvantitativ og kvalitativ artsfattig bunnfauna. Nesten samtlige områder hadde en bløtbunnsfauna med lavt artsmangfold som bestod av arter som hadde lav sensitivetsverdi. Dette viser at de fleste artene som var tilstede hadde høy toleranse for ulike påvirkninger. Stasjonene i Vesterhavn og Hanneviksbukta fikk tilstandsklassen *Dårlig* basert på prøvene fra 1983. Flere av disse stasjonene hadde et artsmangfold som var svært dårlig, men på grunn av noe høyere sensitivetsverdi ble de likevel klassifisert som bare *Dårlig* tilstand. Fiskåbukta fikk både tilstandsklassen *Moderat* (K16) og *Dårlig* (K17). K16 ligger på motsatt side av Elkem i Fiskåbukta, som kan være årsaken til at bløtbunnsfauna hadde en bedre tilstand enn hva som var tilfellet for K17, som ligger på samme side av fjorden og nokså nær bedriften. Dette kan indikere at utslipp fra bedriften kan være årsak til den dårlige tilstanden til bløtbunnsfauna på K17. I tillegg til industrielle utslipp kan den dårlige tilstanden forklares av at urensset kommunalt avløpsvann

ble sluppet ut flere steder i området. Dette kan ha vært med på å forårsake den dårlige tilstanden til bløtbunnsfauna. Artslisten til K17 viser at det var få arter og høy individtetthet, som hovedsakelig bestod av en eneste art Polychaeta (*Chaetozone* sp.), en art som er kjent for å ha høy tetthet i områder belastet med organisk materiale og miljøgifter.

Området nedenfor Odderøya fikk tilstandsklassen *Moderat* basert på prøvene fra 1983, noe som kan indikere at det har vært bedre tilstand i bunnfauna lengre ut i fjorden. Østergapet og Grimstad var de eneste som fikk tilstandsklassen *God* for året 1983. Begge var plassert i det nedre sjiktet i klassen i gjennomsnittet for indeksene, men Grimstad hadde noe høyere verdi.

For perioden 1990 til 2004 var det tegn til forbedring i enkelte deler av fjorden.

Hanneviksbukta hadde fortsatt tilstandsklassen *Dårlig*, men den hadde gått opp til det øvre sjiktet for klassen så tilstanden hadde forbedret seg noe. Det var uoverensstemmelse mellom ømfintlighetsindeksene, relatert til tilstanden til prøven. Indikatorartsindeksen (ISI) klassifiserte tilstanden som *Moderat*, mens den norske sensitivitetsindeksen mente at tilstanden var i den nedre sjiktet i klassen *Dårlig*. Dette indikerer at indeksene trolig ikke fungerer optimalt, så det poengterer viktigheten med å benytte flere ulike indekser for å fastsette tilstanden. Prøven fra Hanneviksbukta i denne perioden ble tatt rett før tildekking av det forurensede bunnsedimentet, og bunnfauna var svært preget av tidligere utslipp av miljøgifter som nå var partikkelbundet i bunnsedimentet. Dette antas å ha hatt sterk påvirkning på hvilke arter som var i stand til å overleve i området.

For perioden 1990 til 2004 var det ingen endring på K16 i Fiskåbukta, den hadde fortsatt tilstandsklassen *Moderat*. Tilstanden i indre Vesterhavn hadde gått opp to tilstandsklasser fra *Dårlig* til *God*. Artsmangfoldet hadde blitt vesentlig bedre og bestod av arter med høyere sensitivitetsverdier. Området nedenfor Odderøya hadde gått opp én tilstandsklasse fra *Moderat* til *God*, og området ovenfor Bragdøya fikk tilstandsklassen *God*. Disse stasjonene hadde et godt arts mangfold, bestående av arter med høy sensitivitetsverdi. Østergapet og Grimstad hadde fortsatt tilstandsklassen *God* i denne perioden. Stasjonene hadde ikke vesentlig endring, men Grimstad hadde gått opp fra nedre til øvre sjikt i klassen, mens Østergapet forble i nedre sjikt.

Den forbedrede tilstanden i indre deler av fjorden i perioden 1990 til 2004 antas å komme av at det hadde blitt satt i drift to kommunale renseanlegg tidlig på 1990-tallet, som førte til slutt på direkteutslipp av urensset kloakk til Kristiansandsfjorden (Oug & Moy, 1991). Det ble en vesentlig reduksjon i belastning av organisk materiale til fjorden, og arter som er mer sensitive overfor organisk anrikning kunne nå kolonisere seg. I tillegg hadde det vært flere

omganger med utslippsreduksjon fra industri, som hadde ført til reduksjon også av miljøgifter (Næs, 1985; Oug et al., 1994).

For perioden 2005 til 2010 hadde det vært nok en forbedring av tilstanden i fjorden. Det var ingen stasjoner som fikk tilstandsklassen *Dårlig*, men det var fortsatt enkelte områder med tilstandsklassen *Moderat* som er under miljømålet som skal nås innen 2021.

Hanneviksbukta (KV01) hadde gått opp én tilstandsklasse fra *Dårlig* til *Moderat*.

Artsmangfoldet i bukta hadde gått opp fra *Dårlig* til *God* tilstand, men på grunn av andel arter med lave sensitivitetsverdier fikk stasjonen sammenlagt en *Moderat* tilstand. Prøven hadde fått vesentlig høyere antall arter og den tidligere dominerende forurensningsindikatorarten *Phyllodoce maculata* i 2002 var nesten helt fraværende. Individtettheten var nå dominert av den opportunistiske arten *Mediomastus fragilis*. Faunagruppen Polychaeta hadde en kraftig økning i antall arter, men i tillegg hadde det nå kommet inn arter fra samtlige faunagrupper. Denne prøven ble foretatt etter tildekkingen av bukta, som antas å være årsaken til forbedring i artsamangfoldet. En undersøkelse utført i samme perioden og på samme stasjon, viste høye konsentrasjoner av organisk innhold i sedimentet (Schøyen et al., 2013). Det antas at årsak til nedsatt artsamangfold, samt den lave andelen arter med lav sensitivitetsverdi, var den høye konsentrasjonen av organisk materiale i bunnsedimentet.

For perioden 2005 til 2010 hadde området i Vesterhavn fortsatt tilstandsklassen *God*. Det samme gjaldt for området nedenfor Odderøya, men tilstanden hadde her gått opp fra det nedre til det øvre sjiktet av klassen. Området ovenfor Bragdøya gikk ned én tilstandsklasse fra *God* i 2003 til *Moderat* i 2005, men den fikk en tilstandsverdi som var rett under klassen *God*. Det hadde vært reduksjon både i artsamangfoldet og sensitivitetsverdien fra 2003 til 2005. I 2006 hadde området gått tilbake til tilstandsklassen *God* igjen, og tilstandsverdien var nå på sitt høyeste i området.

For perioden 2005 til 2010 fikk Fiskåbukta tilstandsklassene *Moderat* og *God*. EC1, nærmest Elkem, og K16, som er plassert på motsatt side i bukta, lå i det nedre sjiktet av tilstandsklassen *Moderat*. K17 og KH03 fikk tilstandsklassen *God*. K17 hadde gått opp to tilstandsklasser fra *Dårlig* i 1983 til *God* i 2006 og 2010. Artsamangfoldet hadde blitt vesentlig bedre og det hadde kommet inn arter med høyere sensitivitetsverdi. Individtettheten hadde gått kraftig ned siden 1983, men den høye dominansen av Polychaeta *Chaetozone* sp. var borte. Dominansen hadde skiftet til slangestjernen *Amphiura filiformis*, men arten hadde ikke like kraftig dominans som Polychaeta hadde hatt tidligere. *Amphiura filiformis* kan øke i antall ved moderat organisk anrikning, men avtar ved høy belastning (Næs et al., 2017). Dette indikerer lavere organisk anrikning i området denne perioden. Den forbedrede tilstanden antas

å komme av industrielle utslippsreduksjoner og rensing av kommunalt avløpsvann. Analyser utført på miljøgifter i bunnsedimentene fra 2010, fant høye konsentrasjoner av arsen, kobber og sink på K17 og EC1, og høye konsentrasjoner av arsen og kobber på KH03 (Næs et al., 2011). De målte verdiene overskrider fastsatte grenseverdier for stoffene i sediment, som betyr at den gode tilstanden på K17 og KH03 automatisk blir nedgradert til *Moderat* økologisk tilstand (Direktoratsgruppa Vanndirektivet, 2016). En undersøkelse har vist at kobber har en sterk negativ korrelasjon med diversiteten til bunnfauna, og at antall arter blir nesten halvert for hver 10x økning av kobberkonsentrasjon (Rygg, 1985c). I prøvene fra Fiskåbukta var det flere av artene som undersøkelsen mente hadde høy toleranse for kobber, som for eksempel *Pholoe baltica* og *Goniada maculata*, men det fantes også arter som var fraværende ved kobberkonsentrasjoner over 200 ppm., som for eksempel *Scalibregma inflatum* og *Ennucula tenuis*. *Amphiura filiformis* som dominerte i prøvene fra K17. Disse artene fant undersøkelsen kun enkelte individer av i kobberkonsentrasjoner over 200 ppm. (mg/kg) (Rygg, 1985c). På stasjonene i Fiskåbukta var konsentrasjonen av kobber over 200 ppm. i 2010 (Næs et al., 2011; Næs et al., 2013).

Tilstanden i Østergapet for perioden 2005 til 2010 er ukjent, siden det manglet prøver fra denne perioden. Stasjonen i Grimstad ble fortsatt klassifisert som *God*, men tilstanden hadde blitt noe redusert, da den gikk fra det øvre til nedre sjiktet i klassen.

For perioden 2012 til 2016 hadde nesten samtlige av de prøvetatte stasjoner fått en *God* økologisk tilstand. Unntaket var KV01 i Hanneviksbukta som forble i tilstandsklassen *Moderat* i 2012, bukta hadde fått noe lavere artsmangfold som førte til at den gikk fra øvre til nedre sjiktet til klassen. Det ble dessverre ikke innhentet bunnprøver fra Hanneviksbukta i 2016, men analyse utført på miljøgifter i sediment fant at det var overskridelse av de vannregionspesifikke stoffene kobber og arsen i sedimentet i 2014/2015 (Schøyen & Håvardstun, 2016). Uavhengig av økologisk tilstand til bløtbunnsfauna, ville overskridelsen av disse vannregionspesifikke stoffene begrenset tilstanden til *Moderat*.

Vesterhavn og området ovenfor Bragdøya (KR44) forble i tilstandsklassen *God* i 2012, men KR44 hadde fått noe lavere artsmangfold og sensitivitetsverdi, som førte til at stasjonen gikk fra øvre til nedre sjikt i klassen. Reduksjonen kan tenkes å kun skyldes naturlig svingninger. Samtlige stasjoner i Fiskåbukta hadde fått *God* økologisk tilstand for perioden 2012 til 2016. K16 hadde gått opp én tilstandsklasse fra *Moderat* i 2008 til *God* i 2013. I 2012 hadde EC1 fortsatt tilstandsklassen *Moderat*, men i 2016 hadde den gått opp én klasse til *God*. Det hadde skjedd en vesentlig forbedring i både artsmangfold og sensitivitetsverdi. Individtettheten hadde økt fra 2012 til 2016, og stasjonen var nå dominert av den tolerante slangestjernen

Amphiura filiformis. Stasjon K17 forble i tilstandsklassen *God* i både 2012 og 2016, men i 2016 hadde artsmangfoldet en moderat tilstand. På grunn av gode sensitivitetsverdier fikk den likevel tilstandsklasse *God*. Individtettheten på begge prøvene var dominert av de tolerante artene *Caulleriella* sp. og *Amphiura filiformis*. Det antas at nedgangen i artsmangfoldet skyldtes nedgangen i artsrikheten fra 2012 til 2016.

Den siste stasjonen fra Fiskåbukta, KH03, fikk også tilstandsklassen *God* i både 2012 og 2016, men i 2016 hadde stasjonen en liten nedgang i artsmangfoldet. På grunn av en høyere sensitivitetsverdi fikk den likevel en *God* tilstand.

Undersøkelser av vannregionspesifikke stoffer i sediment på stasjonene fra 2012 og 2016 viste overskridelse av grenseverdier av enkelte stoffer også i denne perioden. I 2012 var det overskridelse av stoffene arsen og kobber på EC1 og K17, men kun kobber på KH03 (Næs et al., 2013). Konsentrasjonen av stoffene var lavere i 2012 enn i 2010, som det antas er årsaken til forbedringen i bunnfauna. I 2016 var det også overskridelse av arsen og kobber på alle de tre stasjonene, men i tillegg var det også overskridelse av sink på EC1 og K17 (Næs et al., 2017). Overskridelse av grenseverdier til vannregionspesifikke stoffer i 2012 og 2016, fører til nedgradering av klassen på alle de tre stasjonene fra *God* til *Moderat*.

Østergapet og Grimstad forble i tilstandsklassen *God* også i perioden 2010 til 2016.

Østergapet hadde ingen vesentlige endringer, men i 2016 hadde Grimstad på ny gått opp til det øvre sjiktet til klassen.

Det må nevnes at enkelte tilstandsverdier kan være noe unøyaktige. Årsaken er at enkelte prøver i datasettet, særlig de fra 1983, fantes det kun stasjonsverdier til bunnfauna og ikke verdier til hvert replikat (merket av i vedlegg 6). Dette kan ha ført til noe ukorrekt tilstandsverdi, siden indeksverdiene skal være gjennomsnittet for hvert replikat og ikke totalen. I tillegg er den opparbeidede artslisten for prøvene fra 2016 på EC1 og K17 basert på sub-sampling. Dette kan gi en mindre korrekt tilstandsverdi, på grunn av at enkelte arter kan ha uteblitt og fordelingen av individer i arter kan ha blitt feil.

Den økologiske tilstanden viser at artsmangfoldet og sensitivitetsverdiene til bløtbunnsfauna var generelt dårlige i 1983, men tilstanden har heldigvis forbedret seg i senere tid. Stasjonen fra Østergapet og Grimstad var de eneste som konstant har hatt en *God* økologisk tilstand. Som nevnt tidligere er disse to stasjonene med i kystovervåkingsprogrammet som utfører trendovervåkning langs norskekysten for å undersøke naturlige endringer. Stasjonene hadde kun små endringer i artsmangfoldet og sensitivitetsverdien i prøvene fra 1983 til 2016, som

indikerer at naturlige variasjoner skaper kun liten endring på tilstanden til bløtbunnsfauna. Stasjonene fra indre deler av Kristiansandsfjorden viste større endring i den økologiske tilstanden, som tyder på at det her har vært mer lokale påvirkninger som har ført til endringene. Den dårlige tilstanden har vært en konsekvens av menneskelig belastning på fjorden. Etter at oppmerksomheten har blitt rettet mot hva forurensningen har ført til, har det blitt iverksatt en rekke tiltak for å bedre tilstanden. Dette ser ut til å ha hatt en effekt i fjordområdet og ført til bedring av bløtbunnsfaunaen. Det største tiltaket i fjorden var tildekking av forurenset sediment i Hanneviksbukta. Det ble ikke utført prøvetaking av bunnfauna fra Hanneviksbukta i 2016, så det har nå gått lang tid siden sist prøve ble tatt. Dette er uheldig, da det hadde vært fordelaktig å utføre regelmessige undersøkelser av området, med det mål å vurdere langtidseffekten av slike tildekningstiltak. Dersom denne tiltaksformen ikke fungerer på lang sikt, hadde det vært fordelaktig å vite det, før man eventuelt bruker mye penger og ressurser på å dekke til flere områder.

Bløtbunnsfauna på nesten samtlige stasjoner i vestlige del av Kristiansandsfjorden fikk en *God* tilstand i 2016, men på grunn av overskridelse av grenseverdier til vannregionspesifikke stoffer er det fortsatt et stykke igjen før man når miljømålet satt av Vannforskriften, som har frist innen utgangen av 2021. For å forbedre situasjonen i fjorden ytterligere bør det iverksettes flere tiltak, som for eksempel mer moderne og mer effektive rensemetoder, dekke til forurenset bunnsediment i flere sterkt belastede områder og iverksette enda strengere utslippsrestriksjoner. Jeg anbefaler å starte med faste og regelmessige intervaller for prøvetaking på hver enkelt stasjon. Med regelmessig prøvetaking vil det være lettere å vurdere tidsutviklingen, og oppdage eventuelle endringer i bunnfaunaen. Dette vil gjøre det lettere å vurdere om det bør iverksettes ytterligere tiltak, så tidlig som mulig. I tillegg kan det være viktig å overvåke områder med god tilstand for å få et bedre bilde av naturlige svingninger, som man kan benytte som sammenligningsgrunnlag for andre belastede områder.

5.4 Videre undersøkelser

Med det datasettet jeg hadde til rådighet kunne det i tillegg blitt gjort flere undersøkelser på andre emner.

Videre arbeid med denne undersøkelsen ville ha vært å få opparbeidet individvekt til et større antall arter, for å få nøyaktigere estimat på biomasse. Med et større opparbeidet datasett av biomasseverdier hadde det vært mulig å se nærmere på produksjon og produktivitet til

bunnfauna i fjorden. Det hadde vært interessant å undersøke om det har vært endringer i produksjon og produktivitet over tid, og om disse endringene avviker mye fra de normale svingningene funnet i tilsvarende marine områder.

Denne undersøkelsen har hatt fokus på den vestlige delen av Kristiansandsfjorden. Det hadde vært mulig å undersøke om det var likheter og ulikheter mellom den vestre delen av fjorden og den østre delen av fjorden. Har den også lokale forskjeller i artssammensetning? Er den like sterkt belastet? Hvis så, er de utsatt for de samme typene påvirkninger og miljøgifter? Dette kunne kanskje ha gitt svar på om forurensning i Vesterhavn har vært lokal eller om det har vært spredning til Østerhavn. Det kan tenkes at man eventuelt kan finne bevis for andre menneskeskapte påvirkninger i Østerhavn, som kanskje også kan gjelde for Vesterhavn men som ikke har blitt oppdaget på grunn av den kraftige forurensningen fra industri og kommunalt avløpsvann.

I tillegg kunne det ha blitt gjort en mer utfyllende klassifisering av den økologiske tilstanden, ved å i tillegg bruke data over fysisk-kjemiske støtteparametere og vannregionspesifikke stoffer. Det finnes mye datamateriale over miljøgiftene som er listet som EUs prioriterte stoffer i sediment og biota fra de valgte stasjonene i fjorden. Med dette hadde det også vært mulig å utføre analyser av den kjemiske tilstanden, og sett på tidsutviklingen av den i fjorden. Dette kunne ha gitt indikasjon på hvilke miljøgifter som kan være årsaken til endringene til bløtbunnsfauna, og gi resultater på hvilken effekt iverksettelsen av forbedrende tiltak har på den kjemiske sammensetningen.

6 Konklusjon

Havet er på mange områder en svært viktig ressurs, både for mennesker, dyr og planter. I nyere tid har det blitt satt fokus på riktig forvaltning for å sikre en bærekraftig bruk av vannmiljøet for å opprettholde balanse i økosystemer. Det har blitt iverksatt en rekke tiltak for å begrense skaden fra menneskelige aktiviteter, og gjennom det hvilken skade det kan ha direkte på mennesker selv, ved inntak av miljøgifter gjennom bioakkumulering oppover i næringskjeden. Om vi ønsker å dra nytte av havet i fremtiden er det viktig å få god oversikt over miljøtilstanden og iverksette tiltak dersom det trengs.

I oppgaven ble det satt forskningsspørsmål rundt metodikk, artssammensetning, estimering av biomasse og vurdering av økologisk tilstand, hovedsakelig for å se om det har forekommet endringer i bløtbunnsfauna i tre områder av Kristiansandsfjorden i perioden 1983 til 2016. Gjennom sammenligning av egne opparbeidede artslister med ferdig opparbeidede artslister har det blitt påvist at prøver som mangler deler av overflatesedimentet ikke bør benyttes til undersøkelse av bløtbunnsfauna. Resultatet vil gi mindre nøyaktighet, ved at enkelte arter kan utebli og individtetthet blir lavere.

Det har blitt benyttet forskjellige verktøy for å undersøke tidsutviklingen til bløtbunnsfauna i de tre områdene. I samtlige områder har det blitt funnet endringer i artssammensetning, individtetthet og biomasse over tid. Det har blitt påvist at det er lokale forskjeller i de tre områdene. Prøvene fra tidlig på 1980-tallet ble tatt i tiden før man hadde kommet skikkelig i gang med forbedrende tiltak i fjorden. Det var på den tiden en kvantitativ og kvalitativ fattig bløtbunnsfaunaen i de indre områdene i den vestlige delen av fjorden. Den økologiske tilstanden til bløtbunnsfauna i disse områdene hadde lavt artsmangfold og bestod av arter med lav sensitivitetsverdi. I senere tid, etter iverksettelse av flere tiltak, har disse områdene hatt en positiv utvikling. Dette tyder på at tiltak, som strengere utslippsrestriksjoner til industri, rensing av kommunalt avløpsvann og tildekking av forurensende sediment, kan ha en merkbar forbedring og positiv effekt på bunnfauna. Stasjonen i Østergapet, som ligger lenger unna utslippspunkter fra industri og kommunalt avløpsvann, hadde i hele prøvetakingsperioden god økologisk tilstand. Ut fra resultatet kan man se at området har vært mindre belastet, men også her har det vært noen svingninger i artsrikhet, individtetthet og biomasse noe som antas å være forårsaket av mer naturlige variasjoner. Alt i alt ser fremtiden positiv ut, gitt at man fortsetter det viktige arbeidet som er påbegynt. De målrettede miljøtiltakene har ført til forbedring av miljøtilstanden. Som siste ord i denne oppgaven vil det oppfordres på det sterkeste at denne typen arbeid opprettholdes og videreutvikles. Vi har ikke råd til å gi oss nå.

Referanser

- Bagge, P. (1969). Effects of pollution on estuarine ecosystems. 1. Effects of effluents from wood-processing industries on the hydrography, bottom and fauna of Saltkällefjord (w. of Sweden)
- Barrett, R. T., Anker-Nilssen, T., Gabrielsen, G. W., & Chapdelaine, G. (2002). Food consumption by seabirds in Norwegian waters. *ICES Journal of Marine Science: Journal du Conseil*, 59(1), 43-57.
- Berge, J. A., Bjerkeng, B., Næs, K., Oug, E., & Ruus, A. (2007). Undersøkelse av miljøtilstanden i Kristiansandsfjorden 2006. Miljøgifter i sediment og organismer og sammensetning av blørbunnsfauna.
- Berge, J. A., Borgersen, G., & Norling, K. (2011). Potensielle bioturbatorer i deponiet ved Malmøykalven.
- Berge, J. A., Green, N., & Rygg, B. (1988). The invasion of the planktonic algae *Chrysochromulina polylepsis* along the coast of southern Norway in May-June 1988. Acute effects on coastal biota. Summary report.
- Borja, A., Franco, J., & Pérez, V. (2000). A marine biotic index to establish the ecological quality of soft-bottom benthos within European estuarine and coastal environments. *Marine Pollution Bulletin*, 40(12), 1100-1114.
- Borja, A., Muxika, I., & Franco, J. (2003). The application of a Marine Biotic Index to different impact sources affecting soft-bottom benthic communities along European coasts. *Marine Pollution Bulletin*, 46(7), 835-845.
- Bray, J. R., & Curtis, J. T. (1957). An ordination of the upland forest communities of southern Wisconsin. *Ecological Monographs*, 27(4), 325-349.
- Brevik, E. (1978). Organochlorines in fish and crabs from the Kristiansand fjord in Norway. *Nordisk veterinærmedisin*, 30(9), 375-379.
- Brevik, E., Bjerk, J., & Kveseth, N. (1978). Organichlorines in codfish from harbours along Norwegian coast. *Bulletin of environmental contamination and toxicology*, 20(1), 715-720.
- Brun, E. (1964). *Zoologiske bestemmelsestabeller Echinodermata*: Universitetsforlaget.
- Chapman, P. M., & Wang, F. (2001). Assessing sediment contamination in estuaries. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 20(1), 3-22.
- Christensen, J. M., Nyström, B. O., & Larsen, S. (1978). *Havmuslinger*. København: Gyldendal.
- Clarke, K., & Warwick, R. (2001). Change in marine communities: an approach to statistical analysis and interpretation, 2nd edition.
- Commuto, J. A., & Ambrose Jr, W. G. (1985). Multiple trophic levels in soft-bottom communities. *Marine Ecology-Progress Series*, 26.
- Connell, J. H. (1972). Community interactions on marine rocky intertidal shores. *Annual Review of Ecology and Systematics*, 3(1), 169-192.
- Cusson, M., & Bourget, E. (2005). Global patterns of macroinvertebrate production in marine benthic habitats. *Marine Ecology Progress Series*, 297, 1-14.
- Direktoratsgruppa Vanndirektivet. (2009). Veileder 01:2009 Klassifisering av miljøtilstand i vann. *I(2009)*, 184.

- Direktoratsgruppa Vanndirektivet. (2010). Veileder 02:2009. Overvåking av miljøtilstanden i vann. Veileder for vannovervåkning iht. kravene i Vannforskriften.
- Direktoratsgruppa Vanndirektivet. (2011). Veileder 01:2011a Om karakterisering og analyse. Metodikk for karakterisering og risikovurdering av vannforekomster etter vannforskriftens §15.
- Direktoratsgruppa Vanndirektivet. (2013). Veileder 02: 2013 - revidert 2015. Klassifisering av miljøtilstand i vann. Økologisk og kjemisk klassifiseringssystem for kystvann, grunnvann, innsjøer og elver.
- Direktoratsgruppa Vanndirektivet. (2016). Veileder M-608 Grenseverdier for klassifisering av vann, sediment og biota.
- Dolbeth, M., Cusson, M., Sousa, R., & Pardal, M. (2012). Secondary production as a tool for better understanding of aquatic ecosystems. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 69(7), 1230-1253.
- Elliott, M. (1994). The analysis of macrobenthic community data. *Marine Pollution Bulletin*, 28(2), 62-64.
- EU Water Framework Directive. (2000). Directive 2000/60/EC of the European Parliament and of the Council of 23 October 2000 Establishing a Framework for Community Action in the Field of Water Policy, .
- Frank, K. T., Petrie, B., Choi, J. S., & Leggett, W. C. (2005). Trophic cascades in a formerly cod-dominated ecosystem. *Science*, 308(5728), 1621-1623.
- Gjøsæter, J., & Johannessen, T. (1988). Algeoppblomstringen i Skagerrak i mai 1988, effekter på bunnfauna på Sørlandskysten.
- Google. (2017). Google maps. Retrieved from <http://www.dwzone-it.com/StyledMapWizard/StyledMapWizard.asp>
- Gray, J. S. (1974). Animal-sediment relationships. *Oceanography and Marine Biology: An Annual Review*, 12, 223-261.
- Gray, J. S., & Elliott, M. (2009). *Ecology of marine sediments: from science to management*: Oxford University Press on Demand.
- Gray, J. S., & Pearson, T. (1982). Objective Selection of Sensitive Species Indicative of Pollution-Induced Change in Benthic Communities. I. Comparative Methodology. *Marine ecology progress series. Oldendorf*, 9(2), 111-119.
- Gunnarsson, J., Björk, M., Gilek, M., Granberg, M., & Rosenberg, R. (2000). Effects of eutrophication on contaminant cycling in marine benthic systems. *AMBIO: A Journal of the Human Environment*, 29(4), 252-259.
- Hayward, P. J., & Ryland, J. S. (1995). *Handbook of the marine fauna of North-West Europe*: Oxford University Press.
- Hindar, A., Schøyen, M., & Jartun, M. (in press). Overvannsavrenning av miljøgifter i Kristiansand by og elementer i et forurensningsregnskap for Østre Havn.
- Hiscock, K., Langmead, O., & Warwick, R. (2004). Identification of seabed indicator species from time-series and other studies to support implementation of the EU Habitats and Water Framework Directives. *Report to the Joint Nature Conservation Committee and the Environment Agency from the Marine Biological Association. Plymouth: Marine Biological Association. JNCC Contract F90-01-705.*

- Hjelset, A., Andersen, M., Gjertz, I., Lydersen, C., & Gulliksen, B. (1999). Feeding habits of bearded seals (*Erignathus barbatus*) from the Svalbard area, Norway. *Polar Biology*, 21(3), 186-193.
- Hurlbert, S. H. (1971). The nonconcept of species diversity: a critique and alternative parameters. *Ecology*, 52(4), 577-586.
- Håvardstun, J., Molvær, J., & Næs, K. (2011). Overvåking av miljøgifter i nærområdet til Xstrata Nikkelverk AS i Kristiansand i 2010: Metaller, spesielt arsen, og klororganiske forbindelser i vann, sedimenter og blåskjell.
- Håvardstun, J., & Næs, K. (2016). Tiltaksrettet overvåking i henhold til vannforskriften for Elkem Carbon AS og Elkem Solar AS i Kristiansandsfjorden 2015.
- Håvardstun, J., & Schaanning, M. (2014). Forslag til tiltaksrettet overvåkingsprogram for Elkem Carbon og Elkem Solar i vannforkomst Kristiansandsfjorden - indre havn iht. vannforskriften.
- Jacobsen, T. (1993). Vurdering av miljøeffekter ved endring av utslippsdyp for prosessvann ved Falconbridge Nikkelverk A/S.
- Johannessen, T., & Gjørseter, J. (1990). Algeoppblomstringen i Skagerrak i mai 1988: Etervirkninger på fisk og bunnfauna langs Sørlandskysten.
- Kartverket. (2016). Norgeskart. Retrieved from <http://www.norgeskart.no/#9/110319/6470742>
- Kirkegaard, J. (1992). *Havbørsteorme I* København: Dansk Naturhistorisk Forening.
- Kirkegaard, J. (1996). *Havbørsteorme II* København: Dansk Naturhistorisk Forening.
- Knutzen, H. K., & Alexander, J. (2009). Miljøgifter og helserisiko. *Norsk epidemiologi*, 14(2).
- Knutzen, J., Becher, G., Kringstad, A., & Oehme, M. (1994). Overvåking av miljøgifter i organismer fra Kristiansandsfjorden 1992.
- Knutzen, J., Martinsen, K., Næs, K., Oug, E., & Oehme, M. (1991). Tiltaksorientert overvåking av miljøgifter i organismer og sedimenter fra Kristiansandsfjorden 1988 og 1990.
- Knutzen, J., Næs, K., Berglind, L., Brevik, E., Følsvik, N., Biseth, A., & Schlabach, M. (1998). Overvåking av miljøgifter i sedimenter og organismer fra Kristiansandsfjorden 1996. (Monitoring of micropollutants in sediments and organisms from the Kristiansandsfjord 1996).
- Kolstad, S. (1975). Kartlegging av kloakkutslipp fra industrien i Kristiansand.
- Kroglund, T., & Håvardstun, J. (2011). Forurensningsbudsjett for utvalgte forbindelser i Hannevika, Kristiansandsfjorden.
- Kroglund, T., & Oug, E. (2011). Resipientovervåking i Kristiansandsfjorden. Marine undersøkelser ved Odderøya og Bredalsholmen 2008-2009.
- Kruskal, J. B. (1964). Multidimensional scaling by optimizing goodness of fit to a nonmetric hypothesis. *Psychometrika*, 29(1), 1-27.
- Køie, M., Kristiansen, A., & Weitemeyer, S. (2000). *Havets dyr og planter*. København: Gads Forlag.
- Lee, B.-L. (1996). Correspondence analysis. *LL Thurstone Psychometric Laboratory Research Memorandum*.

- Lubchenco, J. (1980). Algal zonation in the New England rocky intertidal community: an experimental analysis. *Ecology*, 61(2), 333-344.
- Mattilsynet. (2015). Trygt å spise fisk fra Kristiansand havn og Kristiansandsfjorden, men ligg unna blåskjell og brun krabbemat. Retrieved from http://www.matportalen.no/matvaregrupper/tema/fisk_og_skalldyr/trygt_aa_spise_fisk_fra_kristiansand_havn_og_kristiansandsfjorden_men_ligg_unna_blaaskjell_og_brun_krabbemat
- McLusky, D. S., & Elliott, M. (2004). *The estuarine ecosystem: ecology, threats and management* (third ed.). Oxford: Oxford University Press on Demand.
- Mirza, F. B., & Gray, J. S. (1981). The fauna of benthic sediments from the organically enriched Oslofjord, Norway. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 54(2), 181-207.
- Misund, A. K., & Sivertsen, F. A. (2012). Kommunedelplan - Anløp - Hovedrapport.
- Molvær, J. (1981). Resipientundersøkelse av Kristiansandsfjorden. Litteraturoversikt over tidligere undersøkelser.
- Molvær, J. (1986). Basisundersøkelse av Kristiansandsfjorden 1982-1984. Delrapport 6: Konklusjoner.
- Molvær, J. (1991). Utslipp fra Odderøya renseanlegg. Vurdering av innlagring, spredning og miljøeffekter.
- Molvær, J., & Helland, A. (2007). Hannevika. Undersøkelser vedrørende tildekkingen av forurensete sedimenter.
- Molvær, J., Solheim, H., & Kallqvist, T. (1986). Basisundersøkelse av Kristiansandsfjorden. Delrapport 5: Vannutskifting og vannkvalitet.
- Mortensen, O. T. J. (1924). *Pighude (Echinodermer)*. København: Gads Forlag.
- Moy, F., Aure, J., Dahl, E., Green, N., Johnsen, T., Lømsland, E., . . . Rygg, B. (2002). Langtidsovervåking av miljøkvaliteten i kystområdene av Norge. 10-årsrapport 1990-1999.
- NS-EN ISO 5667-19. (2004). Vannundersøkelse. Prøvetaking. Del 19: Veiledning i sedimentprøvetaking i marine områder
- NS-EN ISO 16665. (2013). Vannundersøkelse. Retningslinjer for kvantitativ prøvetaking og prøvebehandling av marin bløtbunnsfauna
- Nygren, A., & Pleijel, F. (2015). Ringmaskar: Havsborstmaskar, Annelida: Polychaeta. Art-Databanken, SLU, Uppsala. Retrieved from http://www.artdatabanken.se/media/2291/lagupp_havsborstmaskar.pdf
- Næs, K. (1985). Basisundersøkelse i Kristiansandsfjorden. Delrapport II. Metaller i vannmassene, metaller og organiske miljøgifter i sedimentene, 1983.
- Næs, K. (1992). PAH i sedimenter utenfor Elkem Fiskaa, Kristiansand, 1991.
- Næs, K. (2006). Miljøsmål og tiltaksplan for Elkem AS Carbon Fiskaa knyttet til PAH-problematikken i Kristiansandsfjorden.
- Næs, K., Allan, I., & Håvardstun, J. (2012). Overvåking av det nære sjøområdet til Elkem i Kristiansand i 2011. Metaller og PAH i vann og blåskjell.

- Næs, K., & Håvardstun, J. (2012). Overvåking av miljøgifter i nærområdet til Xstrata Nikkelverk AS i Kristiansand i 2011; Metaller og klorerte forbindelser i vann og blåskjell.
- Næs, K., & Håvardstun, J. (2013). Overvåking av miljøgifter i nærområdet til Xstrata Nikkelverk AS i Kristiansand i 2012; Metaller i sedimenter, vann og blåskjell.
- Næs, K., Håvardstun, J., & Allan, I. (2015). Overvåking av det nære sjøområdet til Elkem Carbon AS i Kristiansand i 2014. PAH i blåskjell og vann.
- Næs, K., Håvardstun, J., Oug, E., & Allan, I. (2011). Overvåking av det nære sjøområdet til Elkem i Kristiansand i 2010. Undersøkelse av konsentrasjoner av metaller og PAH i vann, blåskjell og sedimenter samt sammensetningen av dyrelivet på bløtbunn.
- Næs, K., Håvardstun, J., Oug, E., & Allan, I. (2013). Overvåking av det nære sjøområdet til Elkem i Kristiansand i 2012. Undersøkelse av konsentrasjoner av metaller og PAH i vann, blåskjell og sedimenter samt sammensetningen av dyrelivet på bløtbunn.
- Næs, K., Knutzen, J., & Berglind, L. (1995). Occurrence of PAH in marine organisms and sediments from smelter discharge in Norway. *Science of the total environment*, 163(1-3), 93-106.
- Næs, K., & Molvær, J. (1999). Forsøk med tildekking av sedimenter i Hannevikbukta, Kristiansand.
- Næs, K., Oug, E., & Håvardstun, J. (2017). Tiltaksrettet overvåking i henhold til vannforskriften for Elkem Carbon AS og Elkem Solar AS i Kristiansandsfjorden 2016.
- Næs, K., & Rygg, B. (2001). Tiltaksplan for opprydding i forurensede sedimenter i Kristiansandsfjorden. Kartlegging av konsentrasjoner i sedimentet i 2001 samt kartfremstilling av resultater fra tidligere undersøkelser.
- Olsgard, F. (1993). Do toxic algal blooms affect subtidal soft-bottom communities? *Marine ecology progress series. Oldendorf*, 102(3), 269-286.
- Olsgard, F., & Gray, J. S. (1995). A comprehensive analysis of the effects of offshore oil and gas exploration and production on the benthic communities of the Norwegian continental shelf. *Marine Ecology Progress Series*, 122, 277-306.
- Oppheving av forskrift om forurenset fisk. (2008). *Forskrift om oppheving av forskrift om forbud mot omsetning av fisk og skalldyr fanget i forurensede havner og fjorder*. Retrieved from <https://lovdata.no/dokument/LTI/forskrift/2008-08-28-991>.
- Oug, E. (2004). Bruk av marin sand ved tildekking av forurensede sedimenter i Kristiansandsfjorden. En vurdering av risiko for introduksjoner av fremmede arter.
- Oug, E., Jacobsen, T., & Moy, F. (1994). Overvåking av Kristiansandsfjorden 1992-93. Hardbunnorganismer og bløtbunnfauna ved Odderøya, i Vesterhavn i Korsvikfjorden.
- Oug, E., & Moy, F. (1991). Overvåking av Kristiansandsfjorden 1990. Hardbunnorganismer og bløtbunnfauna ved Bredalsholmen og i Fiskåbukta.
- Oug, E., Ruus, A., & Håvardstun, J. (2004). Miljøtilstanden i Hannevikbukta og Vesterhavn, Kristiansandsfjorden, før tildekking av forurensede bunnsedimenter. Bunnfauna og miljøgifter i organismer.
- Pearson, T. (1975). The benthic ecology of Loch Linnhe and Loch Eil, a sea-loch system on the west coast of Scotland. IV. Changes in the benthic fauna attributable to organic enrichment. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 20(1), 1-41.

- Pearson, T., & Rosenberg, R. (1978). Macrobenthic succession in relation to organic enrichment and pollution of the marine environment. *Oceanogr. Mar. Biol. Ann. Rev.*, 16, 229-311.
- Pedersen, A., Green, N., Johnsen, T., Magnusson, J., Moy, F., Oug, E., . . . Dahl, E. (1995). Langtidsovervåkning av miljøkvaliteten i kystområdene av Norge. Fem års undersøkelser: 1990-1994. Vedleggsrapport.
- Pedersen, A., Oug, E., & Green, N. (1989). Oppblomstring av planktonalgen *Chrysochromulina polylepsis*. Gjenvækst av organismesamfunn langs kysten. NIVAs undersøkelser i juni 1989. Hovedrapport.
- Pedersen, T., Nilsen, M., Nilssen, E. M., Berg, E., & Reigstad, M. (2008). Trophic model of a lightly exploited cod-dominated ecosystem. *Ecological Modelling*, 214(2), 95-111.
- Pianka, E. R. (1970). On r-and K-selection. *The American Naturalist*, 104(940), 592-597.
- Quinn, G. P., & Keough, M. J. (2002). *Experimental design and data analysis for biologists*: Cambridge University Press.
- Rees, H., Bergman, M., Birchenough, S., Borja, A., & de Boois, I. (2009). Guidelines for the study of the epibenthos of subtidal environments.
- Renaud, P. E., Tessmann, M., Evenset, A., & Christensen, G. N. (2011). Benthic food-web structure of an Arctic fjord (Kongsfjorden, Svalbard). *Marine Biology Research*, 7(1), 13-26.
- Ros, J. D., & Cardell, M. J. (1991). Effect on benthic communities of a major input of organic matter and other pollutants (coast off Barcelona, western Mediterranean). *Toxicological & Environmental Chemistry*, 31(1), 441-450.
- Rygg, B. (1979). Overvåking av Korsvikfjorden ved Kristiansand. Dyrelivet på bløtbunn som indikator på virkninger av avløpsvann fra kommunalt kloakkrensingsanlegg.
- Rygg, B. (1985a). Basisundersøkelse av Kristiansandsfjorden. Delrapport I: Bløtbunnsfaunaundersøkelser 1983.
- Rygg, B. (1985b). Distribution of species along pollution-induced diversity gradients in benthic communities in Norwegian fjords. *Marine Pollution Bulletin*, 16(12), 469-474.
- Rygg, B. (1985c). Effect of sediment copper on benthic fauna. *Marine Ecology Progress Series*, 25, 83-89.
- Rygg, B. (1990). Langtidsovervåking av trofiutviklingen i kystvannet langs Sør-Norge. Bløtbunnsfaunaundersøkelser 1988-1989.
- Rygg, B. (1991). Langtidsovervåking av trofiutviklingen i kystvannet langs Sør-Norge. Bløtbunnsfaunaundersøkelser 1990. Datarapport.
- Rygg, B. (1993). Langtidsovervåking av trofiutviklingen i kystvannet langs Sør-Norge. Bløtbunn. Datarapport 1991 og 1992.
- Rygg, B. (1995). Indikatorarter for miljøtilstand på marin bløtbunn. Klassifisering av 73 arter/taksa. En ny indeks for miljøtilstand, basert på innslag av tolerante og ømfintlige arter på lokaliteten.
- Rygg, B. (1996). Depth-dependent variation in soft-bottom fauna.
- Rygg, B. (1998a). Biologisk mangfold i bløtbunnsfaunasamfunn langs kysten av Sør-Norge. *VANN*, 33, 12-18.

- Rygg, B. (1998b). Endringer i trofinivå og individtetthet hos bløtbunnsfaunaen langs kysten av Sør-Norge.
- Rygg, B. (2002). Indicator species index for assessing benthic ecological quality in marine waters of Norway.
- Rygg, B., & Norling, K. (2013). Norwegian Sensitivity Index (NSI) for marine macroinvertebrates, and an update of Indicator Species Index (ISI).
- Samuelson, G. M. (2001). Polychaetes as indicators of environmental disturbance on subarctic tidal flats, Iqaluit, Baffin Island, Nunavut Territory. *Marine Pollution Bulletin*, 42(9), 733-741.
- Sanders, H. L. (1968). Marine benthic diversity: a comparative study. *The American Naturalist*, 102(925), 243-282.
- Schøyen, M., & Håvardstun, J. (2016). Tiltaksrettet overvåking i henhold til vannforskriften for GlencoreNikkelverk AS i Kristiansandsfjorden i 2014/2015. Undersøkelse av blåskjell og sedimenter.
- Schøyen, M., Håvardstun, J., Øxnevad, S., Borgersen, G., Høgåsen, T., & Oug, E. (2013). Overvåking av miljøgifter i Kristiansandsfjorden i 2012. Undersøkelse av blåskjell, torsk, taskekrabbe, sedimenter og bløtbunnsfauna.
- Skaar, A. (2004). Dykkerundersøkelse i Hannevika 16.04. 04. *BioConsult rapport*, 1305, 24.
- Skei, J., Olsgard, F., Ruus, A., Oug, E., & Rygg, B. (2002). Risikovurderinger knyttet til forurensede sedimenter: Med fokus på Kristiansandsfjorden. *SFT rapport TA*, 1864/2002, 106.
- Snelgrove, P. V. (1998). The biodiversity of macrofaunal organisms in marine sediments. *Biodiversity and Conservation*, 7(9), 1123-1132.
- Stene-Johansen, S. (1971). Undersøkelser av sjøresipienter i Kristiansandsregionen.
- Tumbiolo, M. L., & Downing, J. A. (1994). An empirical model for the prediction of secondary production in marine benthic invertebrate populations. *Marine Ecology-Progress Series*, 114, 165-165.
- Underdal, B., Skulberg, O. M., Dahl, E., & Aune, T. (1989). Disastrous bloom of *Chrysochromulina polylepis* (Prymnesiophyceae) in Norwegian coastal waters 1988-mortality in marine biota.
- Vann-Nett. (2017a). Grimstad - ytre Retrieved from <http://vann-nett.no/portal/Water?WaterbodyID=0121000030-C>
- Vann-Nett. (2017b). Kristiansandsfjorden-indre havn. Retrieved from <http://vann-nett.no/portal/Water?WaterbodyID=0130010302-2-C>
- Vann-Nett. (2017c). Kristiansandsfjorden - indre. Retrieved from <http://vann-nett.no/portal/Water?WaterbodyID=0130010302-3-C>
- Vann-Nett. (2017d). Otra. Retrieved from http://vann-nett.no/portal/Area?MS_SubUnitCode=5103-01&SearchType=Area&AreaName=Otra
- Vann-Nett. (2017e). Østergapet - indre. Retrieved from <http://vann-nett.no/portal/Water?WaterbodyID=0130010301-2-C>
- Vannforskriften. (2006). *Forskrift om rammer for vannforvaltningen*. Retrieved from <https://lovdata.no/dokument/SF/forskrift/2006-12-15-1446>.

- Vinje, J. (2007). Pilotprosjekt Kristiansandsfjorden. Sluttrapport for gjennomførte prosjekter. Multiconsult-rapport 311089-2007.
- Wassmann, P. (1997). Retention versus export food chains: processes controlling sinking loss from marine pelagic systems. *Hydrobiologia*, 363(1), 29-57.
- Welsh, D. T. (2003). It's a dirty job but someone has to do it: the role of marine benthic macrofauna in organic matter turnover and nutrient recycling to the water column. *Chemistry and Ecology*, 19(5), 321-342.
- Widdicombe, S., & Austen, M. C. (1998). Experimental evidence for the role of *Brissopsis lyrifera* (Forbes, 1841) as a critical species in the maintenance of benthic diversity and the modification of sediment chemistry. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 228(2), 241-255.
- Økland, T. (2005). Kostholdsråd i norske havner og fjorder. En gjennomgang av kostholdsråd i norske havner og fjorder fra 1960-tallet til i dag. Bergfald & Co. Rapport utarbeidet av Bergfald & Co as på vegne av Mattilsynet, med Vitenskapskomiteen for mattrygghet (VKM) og Statens forurensningstilsyn (SFT) som samarbeidende etater.
- Åsen, P. A. (1973). En undersøkelse av den marine flora og fauna i de indre deler av Byfjorden i Kristiansand, spesielt sett i sammenheng med den marine forurensning og sammenligning med et referansested på Ytre Flekkerøy.

Oversikt over tabeller og figurer

Figur

Figur 1: Kart over undersøkelsesområdet med oversikt over posisjonene til stasjonene for innsamling av bløtbunnsfauna i Kristiansandsfjorden (fylt symbol) og tilleggsstasjoner til analyse (åpent symbol). Modifisert kart, originalen ble hentet fra Kartverket (2016).

Figur 2: Utslippspunkt fra industriene: Elkem Carbon (grønn) og Glencore (oransje). Modifisert kart, original hentet fra (Google, 2017).

Figur 3: Utslippspunkt til kommunale renseanlegg (oransje) og kommunale overløp (grønn) i Kristiansandsfjorden. Modifisert kart, original hentet fra (Google, 2017).

Figur 4: Tildekking av Hanneviksbukta. Prøvetildekking i 1996 (gul), hovedtildekking i 2002-2003 (lilla) og tilleggstildekking i 2004 (grønn). Modifisert kart, original hentet fra (Google, 2017).

Figur 5: van Veen grabb brukt i prøvetakingen. Foto: Rita Næss

Figur 6: Spylebord med sikter. Foto: Rita Næss

Figur 7: Grovsortering av prøvemateriale. Foto: Rita Næss

Figur 8: De fem klassene for økologisk tilstand. Modifisert figur, original hentet fra Direktoratetsgruppe Vanndirektivet (2013).

Figur 9: Artsrikhet på stasjonene i Kristiansandsfjorden fra første til siste prøvetaking (a-c: total, d-f: uten Polychaeta). Loddrett akse forklarer hvilken stasjon (før bindestrek) og årstall (etter bindestrek) for prøvetaking. NB: ulike akse-verdier!

Figur 10: Individtetthet (0,1 m⁻²) til faunagruppene på stasjonene i Kristiansandsfjorden (a-c: total, d-f: uten Polychaeta (Pch), g-i hovedarter). X-akse forklarer hvilken stasjon (før bindestrek) og årstall (etter bindestrek) for prøvetaking. NB: ulike akse-verdier!

Figur 11: Prosentandel av individer innenfor de økologiske gruppene i den norske sensitivitets indeksen (NSI). I: sensitiv, II: indifferent, III: tolerant, IV: opportunistisk, V: forurensningsindikator (Rygg & Norling, 2013).

Figur 12: Estimert biomasse (gram våtvekt per 0,1m²) for faunagruppene i stasjonene i Kristiansandsfjorden (a-c: total, d-e: uten Polychaeta (Pch), f: uten Echinodermata (Ech), g-i hovedarter). X-akse forklarer hvilken stasjon (før bindestrek) og årstall (etter bindestrek) for prøvetaking. NB: ulike akse-verdier!

Figur 13: Clusteranalyse av artssammensetningen i prøvene fra Kristiansandsfjorden, ved bruk av Bray-Curtis likhetsberegning. Dendrogrammet viser prosentvis likhet mellom prøvene på den horisontale aksene, mens den vertikale aksene representerer stasjon og år. Stiplet linje indikerer 40% likhet. Grupperingen er markert med romertall (I-III) og området prøvene kommer fra. På den loddrette aksene viser fargen på punktene hvilken stasjon og tallene ved punktene indikerer årstallet for prøvetaking.

Figur 14: Clusteranalysen av artssammensetningen i prøvene fra Kristiansandsfjorden og tilleggsstasjonene, ved bruk av Bray-Curtis likhetsberegning. Dendrogrammet viser prosentvis likhet mellom prøvene på den horisontale aksene, mens den vertikale aksene

representerer stasjon og år. Stiplet linje indikerer 40% likhet. Grupperingen er markert med romertall (I-V). På den lodrette akse viser fargen på punktene hvilken stasjon og tallene ved punktene indikerer årstallet for prøvetaking.

Figur 15: Korrespondanseanalyse (CA) av logaritmetransformert data fra prøvene i Kristiansandsfjorden. Avstanden mellom punktene representerer grad av likhet. Figuren forklarer 29% av den totale variasjonen i artssammensetningen: akse 1 forklarer 18% og akse 2 forklarer 11%. Grupperingen er markert med romertall (I-III). Koden ved punktene forklarer hvilken stasjon (før bindestrek) og årstall (etter bindestrek) for prøvetaking.

Figur 16: Korrespondanseanalyse (CA) uten stasjonen i Hanneviksbukta. Figuren forklarer 33% av den totale variasjonen i artssammensetningen: akse 1 forklarer 23% og akse 2 forklarer 10%. Koden ved punktene forklarer hvilken stasjon (før bindestrek) og årstall (etter bindestrek) for prøvetaking.

Figur 17: Multidimensjonal skalering (MDS) plott av logaritmetransformert data av artssammensetningen i prøvene fra Kristiansandsfjorden, ved bruk av Bray-Curtis likhetsberegning. Avstanden mellom punktene viser grad av likhet og de stiplede sirklene representerer grad av prosentvis likhet av prøvene innenfor. Grupperingen er markert med romertall (I-III). Stressverdi var på 0,09.

Figur 18: Multidimensjonal skalering (MDS) plott av logaritmetransformert data over artssammensetningen i prøvene fra Kristiansandsfjorden og tilleggsstasjonene, ved bruk av Bray-Curtis likhetsberegning. Avstanden mellom punktene viser grad av likhet og de stiplede sirklene representerer grad av prosentvis likhet av prøvene innenfor. Grupperingen er markert med romertall (I-V). Stressverdi var på 0,12.

Figur 19: Korrespondanseanalyse (CA) med plott av de viktigste artene som forklarer likheten innad i gruppene og arter som forekommer i flere grupper fra Kristiansandsfjorden. Figuren viser 29% av den totale variasjonen i artssammensetningen: akse 1 forklarer 18% og akse 2 forklarer 11%. Grupperingen av prøvene er markert med romertall (I-III). Forkortelsene til artene er forklart i vedlegg 1.

Figur 20: Tidsutvikling av økologisk tilstand basert på bunnfauna på stasjonene i Kristiansandsfjorden og Grimstad. Fargen i punktene illustrerer hvilken av de fem tilstandsklassene prøvene er plassert inn i: Svært God (blå), God (grønn), Moderat (gul), Dårlig (oransje) og Svært Dårlig (rød). Hvit punkt illustrerer ingen data av bunnfauna

Tabell

Tabell 1: Oversikt over område, dybde, prosjekt, vanntype og koordinat til stasjonene. Stasjonsnavn i parentes er gamle stasjonsnavn.), St: stasjon, VF: vannforekomst, D: dybde (meter).

Tabell 2: Oversikt over tilleggsstasjoner brukt i clusteranalyse, multidimensjonal skalering og økologisk tilstandsklassifisering. Stasjonskode (St.), område, dybde (D: meter) og koordinater.

Tabell 3: Liste over bestemmelseslitteratur brukt til artsidentifisering

Tabell 4: Artsliste over individer som har blitt identifisert i prøvene fra innsamlingsturer i 2016. F er antall prøver (av totalt 7) arten ble funnet i, N er totalt antall individer av arten, og I er beregnet individvekt i milligram.

Tabell 5: Sammenligning av antall arter og antall individer (0,1 m⁻²) i egne prøver (E) og ferdig opparbeidede prøver (O). Opparbeidede prøver er hver replikat sin antall arter, men individ antall er beregnet om til lik volum, 0,1 m⁻². Antall like arter (F) mellom egne og ferdig opparbeidet artsliste. Faunagruppene Crustacea og Varia ble ikke medberegnet. Prøver hvor artslisten er opparbeidet ved sub-sampling er merket.

Tabell 6: Prosentvis endring i tetthet og artsrikhet mellom første og siste prøvetaking på stasjonene. Grønn indikerer økning, rød indikerer nedgang og hvit betyr ingen endring. Verdiene ble plassert inn i prosent-intervaller: -100 – 0, 0, 1 – 100, 101 – 500 og >500. Fargestyrke viser mengde endring: svak farge betyr liten endring og sterk farge betyr stor endring. T: tetthet, A: artsrikhet, Pch: Polychaeta, Biv: Bivalvia, Ech: Echinodermata, Gas: Gastropoda, Cru: Crustacea, Var: Varia.

Tabell 7: Hovedarter av den estimerte biomassen i prøvene fra Kristiansandsfjorden. Hvilken faunagruppe artene er av og individvekten (mg våtvekt) til artene.

Tabell 8: Arter som forklarer mest av likhet i prøvene innad i gruppene, plassert etter reduserende bidrag. Artens faunagruppe og økologiske gruppe (ØG) i den norske sensitivitets indeksen (NSI). Økologisk gruppe: I: sensitiv, II: likegyldig, III: tolerant, IV: opportunistisk, V: forurensningsindikerende (Rygg & Norling, 2013).

Vedlegg 1: Artsliste for Kristiansandsfjorden

Artsliste over prøvene fra stasjonene i Kristiansandsfjorden. Beregnet om til lik volum (0,1m-2). Prøver hvor det har blitt utført sub-sampling er merket av med (*). Biv: Bivalvia, Cru: Crustacea, Ech: Echinodermata, Gas: Gastropoda, Pch: Polychaeta, Var: Varia.

F.gr. Art	(*) sub-samplert	Stasjon: Ar:	KV01 2002	KV01 2005	KV01 2006	KV01 2008	KV01 2012	EC1 2010	EC1 2012	EC1 (*) 2016	K17 1983	K17 2006	K17 2010	K17 2012	K17 (*) 2016	KH03 2010	KH03 2012	KH03 2016	B72 1983	B72 1993	B72 2014	B72 2015	B72 2016	Forekomst	Tot. Ind	
Biv. <i>Ennucula corticata</i>		Ennuc c																		0,3					1	0,3
Biv. <i>Ennucula tenuis</i>		Ennuc t								4			1	1						11	16	38	44	16	8	131
Biv. <i>Nucula</i> sp.		Nucula s						30,3	7	4		0,5	1	1	1	100	14	11	1,3	0,8	3,5	2,8	5	14	182	
Biv. <i>Nuculana pernula</i>		Nucu per																			0,8				1	0,8
Biv. <i>Yoldiella lucida</i>		Yold luc																	0,5	0,3	1,3	0,8	1,3	5	4	
Biv. <i>Yoldiella nana</i>		Yold nan																				0,3			1	0,3
Biv. <i>Yoldiella philippiana</i>		Yold phi																				3,5	5,8	2	9,3	
Biv. <i>Yoldiella</i> sp.		Yold sp.																				0,3			1	0,3
Biv. <i>Modiolula phaseolina</i>		Modiolul										0,3						1				0,3			1	0,3
Biv. <i>Modiolus modiolus</i>		Modiolus		0,5																					3	1,8
Biv. <i>Axinulus axinulus</i>		Axinulus																				0,3			1	0,3
Biv. <i>Mendicula ferruginosa</i>		Mendicul																							3	1,8
Biv. <i>Thyasira equalis</i>		Thya equ																							4	12,3
Biv. <i>Thyasira flexuosa</i>		Thya fle						15	16	12		1,8	0,3			10	8	1,5							8	65
Biv. <i>Thyasira sarsii</i>		Thya sar																							5	24
Biv. <i>Thyasira</i> sp.		Thyasira						48	8,5	16		4,5	1,5	1	15	2	3		13	0,3	3,5	6	1	11	108	
Biv. <i>Kurtiella bidentata</i>		Kurt b						34	0,3	60		12,3	7,5	16	67	29	13								11	349
Biv. <i>Kurtiella tumidula</i>		Kurt t																							2	0,5
Biv. <i>Tellimya ferruginosa</i>		Tellimya										0,5													4	4,8
Biv. <i>Cardida</i>		Cardida		0,3				3,5				1,3	5,5	0,5	2	0,5									11	17
Biv. <i>Phaxas pellucidus</i>		Phaxas p										0,5													2	1
Biv. <i>Abra nitida</i>		Abra nit																	1,8	8,5	18	5	1	5	34	
Biv. <i>Abra</i> sp.		Abra sp.																							1	8,3
Biv. <i>Arctica islandica</i>		Arctica		0,3														1,5							2	1,8
Biv. <i>Kelliella millaris</i>		Kelliell																				0,3			1	0,3
Biv. <i>Chamelea striatula</i>		Chamelea						2,8																	1	2,8
Biv. <i>Clausine</i>		Clausine						0,5				0,5			1										3	2
Biv. <i>Veneridae</i>		Venerida						0,3																	1	0,3
Biv. <i>Mya undata</i>		Mya un						0,3							0,3										3	1
Biv. <i>Mya arenaria</i>		Mya aren						0,3																	4	3,3
Biv. <i>Corbula gibba</i>		Corbula		0,8				1,8				0,3													13	87
Biv. <i>Hiatella arctica</i>		Hiatella		0,5				11	5	4		5,3	12,5	4,5	6	10	17,5	3,5							1	0,3
Biv. <i>Thracia</i> sp.		Thracia										0,5													1	0,5
Biv. <i>Cuspidaria cuspidata</i>		Cuspidar										1,5													2	2
Biv. <i>Cuspidaria obesa</i>		Cuspidar													0,8										4	2,8
Biv. <i>Tropidomya abbreviata</i>		Tropidom																				0,3	1,3	0,5	1	0,5
Biv. <i>Entalina tetragona</i>		Entalina																					0,5		1	0,5
Cru. <i>Boreocia borealis</i>		Boreocia																				0,3			1	0,3
Cru. <i>Eudorella</i> sp.		Eudorell						0,3				11			4	2	1,5	0,5	0,8	0,8	1	8	3,3	11	33	
Cru. <i>Diastylis</i> sp.		Diastyl						0,8				1													4	3,3
Cru. <i>Diastylodes</i> sp.		Diastylod						1,3				0,3	0,5									0,8			5	3
Cru. <i>Tanaidacea</i>		Tanaidac																							3	2,3
Cru. <i>Isopoda</i>		Isopoda																							1	0,3
Cru. <i>Eurycope carmota</i>		Eurycope																				0,3			2	0,5
Cru. <i>Amphipoda</i>		Amphipod																							1	0,3
Cru. <i>Ampelisca</i> sp.		Ampelisc						0,3											0,3						5	2,7
Cru. <i>Ampelisca tenuicornis</i>		Ampe ten		1				0,8	8,3	0,8	2	3,3	4	0,8		3	0,5	0,5						11	25	
Cru. <i>Paraniphilaichthoides odorantonyx</i>		Para odo													0,3										1	0,3
Cru. <i>Eriopisa elongata</i>		Eriopisa																							5	8,3
Cru. <i>Bathymedon longimanus</i>		Bathymed																							2	0,8
Cru. <i>Monaculodes packardii</i>		Monoc pa																							2	0,5
Cru. <i>Monaculopsis longicornis</i>		Monoc lo																							1	0,3
Cru. <i>Oedicerotidae</i>		Oedicro																							2	0,5

Vedlegg 2: Arters individvekt

Arters individvekt i mg. basert på egne opparbeidet våtvekt (E), måling av våtvekt hentet fra kystovervåkningsprogrammet (L) og stipulert individvekt (S). Hvilken våtvekt som ble brukt (B) til estimering av biomassen i tidsutviklingen er vist i tabellen. N (antall individer) og F (antall forekomst) ble benyttet for å beregne gjennomsnittlig individvekt (E/L).

Faunagruppe	Art	N	F	E	L	S	B
Bivalvia	<i>Ennucula tenuis</i>	52/18	2	41	12		41
	<i>Nucula</i> sp.	1	1	0,7			0,7
	<i>Nuculana pernula</i>	1/2	1	2,2	225		2,2
	<i>Modiolus modiolus</i>					1000	1000
	<i>Mendicula ferruginosa</i>	2	1		13		13
	<i>Thyasira equalis</i>	2	1		11		11
	<i>Thyasira flexuosa</i>	40	6	16			16
	<i>Thyasira sarsii</i>	1/1	1/1	166	30		166
	<i>Thyasira</i> sp.	1	4		5		5
	<i>Kurtiella bidentata</i>					2	2
	<i>Tellimya ferruginosa</i>					10	10
	Cardiidae					100	100
	<i>Abra nitida</i>	3/7	2/4	111	12		111
	<i>Abra</i> sp.	6	2	0,5			0,5
	<i>Arctica islandica</i>					1000	1000
	<i>Mysia undata</i>					500	500
	<i>Mya arenaria</i>					1000	1000
	<i>Corbula gibba</i>	24/8	4/3	24	29		24
	<i>Hiatella arctica</i>	1	1		20		20
	<i>Thracia</i> sp.	11	4		10		10
	<i>Cuspidaria cuspidata</i>	1	1	79			79
	<i>Cuspidaria obesa</i>	2	1		10		10
<i>Entalina tetragona</i>					20	20	
Crustacea	<i>Eudorella</i> sp.	8	7		4,5		4,5
	<i>Diastylis</i> sp.	9	4		3		3
	<i>Diastylodes</i> sp.	2	2		3		3
	Isopoda					10	10
	<i>Ampelisca</i> sp.	16	8		3,3		3,3
	<i>Ampelisca tenuicornis</i>	14	6		3,3		3,3
	<i>Harpinia crenulata</i>	7	3		2,5		2,5
	<i>Brachyura</i> sp.					100	100
	<i>Calocarides coronatus</i>					200	200
	<i>Calocaris macandreae</i>	22	6		365		365
	<i>Callianassa</i> sp.					200	200
	<i>Pagurus</i> sp.	1	1		20		20
Echinodermata	<i>Astropecten irregularis</i>					1000	1000
	<i>Asterina gibbosa</i>					200	200
	<i>Amphiura chiajei</i>	2/83	2/14	53	102		53
	<i>Amphiura filiformis</i>	277/2	4/2	16	45		16
	<i>Amphilepis norvegica</i>	2	1	15			15
	<i>Brissopsis lyrifera</i>	4/2	1/2	9870	10850		9870
	<i>Echinocardium</i> sp.	4	3		635		635
	<i>Leptopentacta elongata</i>					100	100
	<i>Labidoplax buskii</i>					50	50

Gastropoda	<i>Hyalia vitrea</i>	7	1	2,3			2,3
	<i>Euspira nitida</i>					20	20
	<i>Euspira pulchella</i>					20	20
	<i>Nassarius reticulatus</i>					50	50
	Nudibranchia	1	1	1,3			1,3
	<i>Philine</i> sp.	4	1	20			20
	<i>Cylichna</i> sp.	1	1	1,9			1,9
Polychaeta	<i>Paramphinome jeffreysii</i>	66/15	5/8	1,5	3		1,5
	<i>Aphrodita aculeata</i>	10	5		80		80
	<i>Bylgides sarsi</i>					20	20
	<i>Eunoe nodosa</i>					20	20
	<i>Gattyana amondseni</i>	1/1	1/1	1	1		1
	<i>Harmothoe</i> sp.	3/27	3/7	0,5	32		0,5
	<i>Neoleanira tetragona</i>					50	50
	<i>Eteone</i> sp.	1/4	1/3	3,1	4,3		3,1
	<i>Phyllodoce groenlandica</i>					20	20
	<i>Phyllodoce maculata</i>					10	10
	<i>Phyllodoce</i> sp.					10	10
	Phyllodocidae					10	10
	<i>Pholoe baltica</i>	13	1	0,6			0,6
	<i>Pholoe pallida</i>	1	1	6,2			6,2
	<i>Nereimyra punctata</i>	1	1	0,9			0,9
	<i>Exogone</i> sp.	2/2	1/2	4,7	1,5		4,7
	<i>Sphaerosyllis hystrix</i>					2	2
	<i>Ceratocephale loveni</i>	5	2		23		23
	<i>Aglaophamus pulcher</i>					50	50
	<i>Nephtys ciliata</i>					100	100
	<i>Nephtys hystricis</i>	2	1	162			162
	<i>Glycera alba</i>	5/9	4/6	171	28		171
	<i>Glycera unicornis</i>					20	20
	<i>Glycinde nordmanni</i>	7	4		35		35
	<i>Goniada maculata</i>	7/26	4/12	29	11		29
	<i>Abyssoninoe hibernica</i>					10	10
	<i>Lumbrineris</i> sp.	2/10	2/3	10	11		10
	<i>Phylo norvegicus</i>					50	50
	<i>Scoloplos armiger</i>	1	1		3		3
	<i>Levinsenia gracilis</i>	6	2	0,7			0,7
	<i>Paradoneis lyra</i>	2	2		3		3
	<i>Prionospio cirrifera</i>	1	1	5			5
	<i>Prionospio dubia</i>	1	1	5			5
	<i>Prionospio fallax</i>	1	1	5			5
	<i>Prionospio multibranchiata</i>	1/3	1/1	5	3		5
	<i>Prionospio</i> sp.	3	2	5			5
	<i>Pseudopolydora paucibranchiata</i>					2	2
	<i>Scolelepis korsuni</i>	1	1		3		3
	<i>Spio</i> sp.	1	1	0,5			0,5
	Spionidae	1	1	0,5			0,5
	<i>Spiophanes kroyeri</i>	32	10		14		14
	<i>Magelona minuta</i>	18	4	0,2			0,2
	<i>Aphelochaeta</i> sp.					2	2
	<i>Caulleriella</i> sp.	7	3		1,4		1,4
	<i>Chaetozone gibber</i>	2	1	1,2			1,2
	<i>Chaetozone</i> sp.	123	7	1,2			1,2
	<i>Chaetozone zetlandica</i>	1	1	1,2			1,2
	<i>Cirratulus cirratus</i>	3	2		13		13
	<i>Cossura longocirrata</i>					1	1

	<i>Diplocirrus glaucus</i>	23/35	3/12	8,7	7		8,7
	<i>Polyphysia crassa</i>	12	10			776	776
	<i>Scalibregma inflatum</i>	12	4	163			163
	<i>Ophelina acuminata</i>	1/1	1/1	38	40		38
	<i>Ophelina norvegica</i>	1	1	36			36
	<i>Capitella</i> sp.	4	2	3,5			3,5
	<i>Heteromastus filiformis</i>	1	1		3		3
	<i>Mediomastus fragilis</i>	42	3	3,5			3,5
	<i>Notomastus latericeus</i>	3	3		56		56
	<i>Chirimia biceps</i>					20	20
	Euclymeninae					20	20
	<i>Rhodine loveni</i>	13	5		100		100
	<i>Galathowenia oculata</i>					2	2
	<i>Owenia</i> sp.	7	5		424		424
	<i>Amphictene auricoma</i>					50	50
	<i>Lagis koreni</i>					100	100
	<i>Pectinaria belgica</i>	6/5	2/5	489	830		489
	<i>Pectinaria</i> sp.	1	1	1			1
	<i>Ampharete finmarchica</i>					5	5
	<i>Ampharete octocirrata</i>					5	5
	<i>Ampharete</i> sp.	3/5	3/3	0,4	13		0,4
	Ampharetidae	1	1	0,8			0,8
	<i>Anobothrus gracilis</i>	80	13		16		16
	<i>Melinna cristata</i>	1/4	1/4	1	40		1
	<i>Sosane sulcata</i>	1	1		3		3
	<i>Sosane wahrbergi</i>					1	1
	<i>Amaeana trilobata</i>	5	7		55		55
	<i>Eupolymnia nesidensis</i>					20	20
	<i>Paramphitrite tetrabranchia</i>	4	3		36		36
	<i>Pista cristata</i>	14/5	4/3	304	455		304
	<i>Pista lornensis</i>					200	200
	<i>Polycirrus plumosus</i>	8/2	2/2	5,7	80		5,7
	<i>Streblosoma bairdi</i>	10	5		103		103
	Terebellidae	1/3	1/2	5,7	3		5,7
	<i>Terebellides</i> sp.	1	1	2,8			2,8
	<i>Trichobranchus roseus</i>	30	4	8,5			8,5
	<i>Chone</i> sp.	1	1		1,5		1,5
	<i>Euchone</i> sp.	2	1		3		3
	<i>Jasmineira candela</i>	8	2		3		3
	<i>Jasmineira caudata</i>	1	1		0,003		0,003
	<i>Jasmineira</i> sp.	6	2		3,3		3,3
	<i>Sabella pavonina</i>	1	1		3		3
	Sabellidae	1	1		3		3
Varia	Hydroidolina					10	10
	Anthozoa					50	50
	<i>Cerianthus lloydii</i>					50	50
	<i>Edwardsia</i> sp.					10	10
	Pennatulacea					50	50
	Nemertea					10	10
	Oligochaeta					1	1
	Caudofoveata	2	1	6,5			6,5
	<i>Priapulus caudatus</i>					20	20
	Asciacea					50	50

Vedlegg 4: Bray-Curtis likhetsmatrise

Bray-Curtis likhetsmatrise viser parvis likhetsprosent mellom prøvene. Navnet på prøvene forklarer hvilken stasjon (før bindestrek) og årstall (etter bindestrek) for prøvetaking.

Kode	Prøve	Kode	Prøve	Kode	Prøve	Kode	Prøve	Kode	Prøve
A	BT2-83	F	EC1-10	J	K17-06	N	KH03-10	R	KV01-05
B	BT2-93	G	EC1-12	K	K17-10	O	KH03-12	S	KV01-06
C	BT2-14	H	EC1-16	L	K17-12	P	KH03-16	T	KV01-08
D	BT2-15	I	K17-83	M	K17-16	Q	KV01-02	U	KV01-12
E	BT2-16								

	A	B	C	D	E	F	G	H	I	J	K	L	M	N	O	P	Q	R	S	T
B	59																			
C	48	49																		
D	51	50	69																	
E	52	53	62	67																
F	12	13	20	18	21															
G	14	13	24	22	20	52														
H	12	17	24	23	21	45	53													
I	23	19	21	21	23	20	21	11												
J	17	18	23	20	23	42	42	43	17											
K	17	19	27	27	27	55	40	44	14	50										
L	15	18	27	27	23	40	55	53	14	56	59									
M	20	19	24	25	25	37	44	47	18	45	48	57								
N	14	12	21	16	18	68	54	45	18	47	52	40	38							
O	16	16	24	22	21	49	62	56	17	49	51	61	55	56						
P	10	14	23	20	20	45	41	56	8	38	46	50	55	40	55					
Q	3	2	2	2	1	5	4	4	0	4	3	4	2	2	3	6				
R	18	19	15	16	17	25	26	25	31	26	21	25	23	25	19	16	9			
S	24	17	19	23	24	30	34	21	36	42	30	30	26	32	29	20	3	33		
T	17	15	21	22	24	44	38	30	21	38	44	34	35	37	33	30	6	32	48	
U	16	15	26	25	23	38	50	35	30	39	38	42	35	31	41	30	10	31	53	52

Vedlegg 6: Økologisk tilstandsklassifisering

Detaljert oversikt over økologisk tilstandsklassifisering av bløtbunnsfauna i Kristiansandsfjorden og Grimstad. Prøver som avviker fra normalen er merket av (M). Fargen indikerer tilstandsklassen: grønn *God*, gul *Moderat*, oransje *Dårlig* og rød *Svært Dårlig*.

Indekser:

- Sammensatt: Norske kvalitets indeksen (NQI1)
- Artsmangfold: Shannon-Wiener diversitetsindeks (H') og Hurlberts diversitetsindeks (ES₁₀₀)
- Ømfintlighet: indikatorart indeks (ISI) og norsk sensitivitets indeks (NSI)

St.	År	V	M	nEQR av grabbgjennomsnittet					Gj.snitt nEQR
				nNQI1	nH'	nES100	nSI	nNSI	
EC1	2010	0,4		0,6414696	0,61361415	0,5412445	0,69014755	0,48326298	0,59394776
EC1	2012	0,4		0,57375582	0,64215407	0,59431536	0,63316687	0,55155586	0,5989896
EC1	2016	0,05	*	0,72985714	0,70654257	0,66909859	0,67619789	0,68942753	0,69422474
K17	1983	0,3	**	0,32793594	0,2150551	0,14254956	0,32478834	0,42119189	0,28630417
K17	2006	0,4		0,66281106	0,60283823	0,55236426	0,64542307	0,61229379	0,61514608
K17	2010	0,2		0,72718903	0,6990207	0,68701105	0,73746922	0,69810048	0,7097581
K17	2012	0,4		0,66436909	0,66294506	0,62378602	0,74649574	0,7299901	0,6855172
K17	2016	0,1	*	0,62587337	0,59572844	0,53510682	0,70434069	0,73905413	0,64002069
KH03	2010	0,1		0,70586789	0,65222964	0,63349429	0,73758744	0,60730661	0,66729717
KH03	2012	0,2		0,67504311	0,7088936	0,65190918	0,65320172	0,66021283	0,66985209
KH03	2016	0,2		0,66114375	0,65828127	0,63053333	0,71394074	0,72882478	0,67854478
KV01	2002	0,4	**	0,39327294	0,10755801	0,21853968	0,5711882	0,23920631	0,30595303
KV01	2005	0,4		0,56817163	0,61185644	0,62634161	0,45956765	0,57745387	0,56867824
KV01	2006	0,4		0,57468601	0,4984366	0,53747904	0,40824711	0,59743443	0,52325664
KV01	2008	0,4		0,60765526	0,62569006	0,52178445	0,5265788	0,54354135	0,56504998
KV01	2012	0,4		0,4539952	0,42670165	0,32559856	0,59812847	0,50862888	0,46261055
BT2	1983	0,4	**	0,65669641	0,71727309	0,69094266	0,60539406	0,62795899	0,65965304
BT2	1993	0,4	**	0,64848381	0,69703619	0,6730917	0,65844886	0,66667732	0,66874757
BT2	2014	0,4		0,62219887	0,68619262	0,64778303	0,70237273	0,64309416	0,66032828
BT2	2015	0,4		0,61730632	0,67751257	0,57262518	0,72011125	0,64752993	0,64701705
BT2	2016	0,4		0,62156368	0,68544578	0,63453049	0,74003475	0,66499969	0,66931488
BR1	1983	0,5	**	0,72693999	0,67488021	0,68145599	0,6627501	0,70839315	0,69088389
BR1	1990	0,4		0,74335213	0,68505298	0,7248306	0,56538237	0,76576061	0,69687574
BR1	1993	0,4		0,70583965	0,74844859	0,70172302	0,60198803	0,7333959	0,69827904
BR1	2003	0,8		0,73359919	0,75990077	0,75780894	0,62978922	0,75461771	0,72714316
BR1	2005	0,8		0,71471572	0,73969397	0,64409537	0,65325369	0,72130386	0,69461252
BR1	2006	0,8		0,66383403	0,70017442	0,66456365	0,60185411	0,65999087	0,65808342
BR1	2008	0,8		0,71183915	0,69646299	0,62042993	0,57503282	0,72889555	0,66653209
BR1	2010	0,8		0,74236128	0,74689868	0,68990137	0,71930552	0,73730348	0,72715406
BR1	2012	0,8		0,71754081	0,68155056	0,66891012	0,66926862	0,73802987	0,69505999
BR1	2013	0,4		0,71427109	0,72107175	0,69622411	0,65360647	0,71721928	0,70047854
BR1	2014	0,4		0,67443697	0,70960393	0,64374332	0,64576667	0,67109494	0,66892916
BR1	2015	0,4		0,74041026	0,73106439	0,70103588	0,63584982	0,73024129	0,70772033
BR1	2016	0,4		0,7867279	0,73622605	0,70530108	0,69034271	0,76812736	0,73734502
K16	1983	0,4	**	0,46400053	0,39865225	0,46249998	0,59395053	0,43795301	0,47141126
K16	1990	0,4	**	0,41656513	0,48789869	0,44439012	0,43199213	0,50943015	0,45805524
K16	2008	0,3		0,54777032	0,59220991	0,53282817	0,66939357	0,57385394	0,58321118
K16	2013	0,2		0,60302127	0,6640711	0,60082317	0,69062481	0,6492234	0,64155275
K18	1983	0,4	**	0,33284997	0,09523139	0,15893039	0,23560175	0,38518131	0,24155896
K19	1983	0,4	**	0,22064686	0,28944461	0	0,18667181	0,39804574	0,2189618
K21	1983	0,4	**	0,28929232	0,15436959	0,19886921	0,17217723	0,40450925	0,24384352
K22	1983	0,4	**	0,3592905	0,23091293	0,20829544	0,29729988	0,40190122	0,29953999
K25	1983	0,2	**	0,48342151	0,51092912	0,48217362	0,37050206	0,60828578	0,49106242
K25	1993	0,4	**	0,73942961	0,80318541	0,82490234	0,74249404	0,72212868	0,76642801
K25	2008	0,4		0,67908899	0,74459134	0,73380025	0,71631858	0,72933456	0,72062675
KR17	2003	0,4	**	0,69325201	0,78154359	0,78583374	0,69361406	0,73637565	0,73812381
KR17	2005	0,2		0,64813071	0,7206851	0,68011661	0,66588124	0,65296648	0,67355603
KR17	2006	0,2		0,67852172	0,7097397	0,65139109	0,81273647	0,7279116	0,71606012
KR17	2012	0,2		0,73910172	0,74644165	0,76066722	0,73818997	0,74441306	0,74576272
KR44	2003	0,4	**	0,66830382	0,6823585	0,69738427	0,6916028	0,68634598	0,68519908
KR44	2005	0,2		0,54519079	0,58795696	0,5953868	0,61395628	0,65215052	0,59892827
KR44	2006	0,4		0,67584549	0,69680744	0,6591354	0,70999377	0,77348836	0,70305409
KR44	2012	0,2		0,58261197	0,62965492	0,62461778	0,67771367	0,64812965	0,6325456

* Sub-samplet

** Kun stasjonsverdier

V En grabbprøve volum 0,1