

Bentiske makroalger i Indre Oslofjord

en sammenligning fra fire stasjoner mellom 1993-94 og 2021

Birgitte Haugeun Sebjørnsen

Lektorprogrammet i realfag
30 studiepoeng

Institutt for biovitenskap
Seksjon for akvatisk biologi og toksikologi (AKVA)



Sammendrag

I denne kvalitative oppgaven er det kartlagt hvor mange, og hvilke algearter som finnes på fire stasjoner i nordre del av Indre Oslofjord. Algenes fordeling mellom rød-, brun- og grønnalger er også undersøkt. Resultatene er sammenlignet med Larsens (1995) undersøkelse ved de samme stasjonene i 1993-94, for å kartlegge eventuelle endringer i algevegetasjonen. Bentiske makroalgesamfunn er nyttige indikatorer på endrede miljøforhold, og brukes ofte til å si noe om eutrofieringsutviklinger. Høy menneskelig aktivitet i og rundt Indre Oslofjord, har gjort det svært aktuelt å undersøke fjordens bentiske algesamfunn med dette formål.

Algene i denne studien er innhentet i mai og august 2021, fra tidevannsbassenger, supralitoralsonen og litoralsonen. Hvert eksemplar er bestemt til lavest mulig taksonomisk nivå, ved å se på morfologiske karaktertrekk. Totalt er 63 algetaksa identifisert i denne studien, og en liten overvekt av rødalger er funnet. Larsen (1995) fant 52 algetaksa i sin studie, med en mindre overvekt av rødalger og høyere andel grønnalger sammenlignet med denne undersøkelsen. Ni av artene Larsen (1995) registrerte er ikke gjenfunnet i denne studien. Samtidig er det funnet 21 arter i denne studien, som Larsen (1995) ikke registrerte i sin. Blant disse er de fremmede artene: *Sargassum muticum*, *Dasya pedicellata* og *Dasysiphonia japonica*. Videre er det funnet en økning i tangartenes vertikalutbredelse fra 1993-94, med like mange eller flere tangarter på alle stasjonene. Det er også funnet en tilsynelatende økning i forekomsten av lurvealger og epifytter mellom undersøkelsesperiodene, mens mengde blåskjell ser ut til å ha minket. Oppgavens viktigste funn er den signifikante endringen i artssammensetningen fra Larsen (1995) sin studie i 1993-94 til denne.

Fordi det er et komplisert samspill av miljøfaktorer som påvirker algesamfunnene, er det i denne undersøkelsen ikke avklart hvilke faktorer som har ført til endringene som er observert fra 1993-94 til i dag. Noen av endringene peker på nedgang i næringstilførselen til fjorden, mens andre indikerer det motsatte. Andre faktorer som kan ha medvirket til endringene er økt temperatur som følge av klimaendringer, mindre beitetrykket fra snegler og mindre konkurranse om substrat fra blåskjell, sammenlignet med i 1993-94. Isskuring i Larsens (1995) undersøkelsesperiode kan også ha medvirket til endringene.

Forord

Denne masteroppgaven er avslutningen på min studie ved Lektorprogrammet i realfag, UiO. Det har vært spennende og motiverende å studere et område innenfor biologi som også kan benyttes i undervisningssammenheng. Jeg ser frem til å ta elevene mine med til fjæra slik at også de kan se hvordan livet her kan belyse mange viktige økologiske problemstillinger.

Nå som masteroppgaven er ferdig, og min tid på UiO går mot slutten, er det en rekke personer jeg vil takke. Først og fremst vil jeg takke veilederen min, Stein Fredriksen, som har vært en god støtte fra masterens start til slutt. Takk for all god hjelp, tilbakemeldinger og råd i feltarbeidet, på lab, og i skriveprosessen. Jeg er takknemlig for gode og lærerike samtaler, og for at du alltid har hatt døren åpen. En stor takk fortjener også Laurent Fontaine, for å ha utført oppgavens statistiske analyser for meg, og for god hjelp og utførlige forklaringer rundt disse. Takk også til Andre Staalstrøm for tilsending av hydrografiske data, og til James E. Sample for forklaringer rundt disse. Takk til alle professorer på AKVA, for god undervisning, og for alltid å ha vært behjelpelige med små og store spørsmål. Takk også til medstudenter på AKVA for godt samarbeid i masteremnene, og for fine samtaler på lesesalen og på lab. En stor takk fortjener også lektorgjengen, for oppmuntringer, artige påfunn og for godt samhold gjennom alle disse fem årene. Takk til familien min som alltid støtter meg, og spesielt takk til mamma for at du alltid er der når det trengs, og for korrekturlesing av oppgaven. Takk til alle vennene mine utenom studiene, for oppmuntringer, avkoblinger og hyggelige stunder.

En stor takk rettes også til min ektemann, Martin Jonas Nakken, for å alltid møte meg med et stort smil og en god klem når jeg har kommet hjem etter lange dager på universitetet. Takk for støtte og oppmuntring, for alle middager du har laget, og for at du alltid er her for meg.

Sist, men ikke minst, må jeg takke min medstudent og gode venn, Stine K. Hansen. En hel side burde ha vært dedikert til deg. Takk for at du har holdt ut med meg hver dag i fem år. Takk for fantastiske minner, mye latter, støtte og glimrende samarbeid. Uten deg hadde jeg ikke klart halvparten av det jeg har fått til i løpet av utdanningen min.

Blindern, mai 2022

Birgitte Haugetun Sebjørnsen

Innholdsfortegnelse

1. Innledning	1
1.1 Alger som miljøindikator	1
1.2 Mulige trusler for algevegetasjonen	1
1.2.1 Eutrofiering	1
1.2.2 Lurv	2
1.2.3 Beiting	3
1.2.4 Fremmede arter	3
1.3 Forurensningshistorikken i Indre Oslofjord	4
1.4 Topografi og hydrografi	6
1.4.1 Topografi	6
1.4.2 Saltholdighet	6
1.4.3 Temperatur	7
1.4.4 Tidevann og vannstand	7
1.4.5 Isdekke	8
1.4.6 Bølgeeksponering	8
1.5 Tidligere undersøkelser	9
1.6 Målsetting for oppgaven	11
2. Materiale og metode	12
2.1 Stasjonene	12
2.2 Feltarbeid	14
2.3 Laboratoriarbeid	15
2.4 Eksponeringsgrad	16
2.5 Statistiske analysemetoder	16
2.5.1 nMDS-analyse	17
2.5.2 Hierarkisk klusteranalyse	17
3. Resultater	19
3.1 Hovedinntrykk av stasjonene	19
3.2 Målinger ved stasjonene	21
3.3 Taksonomisk oversikt og forekomst av algetaksa	22
3.4 Oversikt over taksa, fordeling og artssammensetning	52
3.4.1 Sammenligning av totale taksa mellom 1993-94 og 2021	52

3.4.2	Antall algetaksa på hver stasjon	55
3.4.3	Tangartenes horisontalutbredelse	56
3.4.4	Endringer i artssammensetningen	56
3.5	Epifytter	58
3.6	Forekomsten av enkelte dyr	58
4.	Diskusjon	62
4.1	Eutrofiering som faktor	62
4.1.1.	Endringer i artsantall.....	63
4.1.2	Endringer i artssammensetningen	63
4.1.3	Endringer i tangartenes horisontalutbredelse	64
4.1.4	Epifytter og lurv	65
4.1.5	Konkurransen om substrat.....	66
4.1.6	Beregninger for tilførte næringsalter	68
4.2	Andre medvirkende faktorer	69
4.2.1	Abiotiske faktorer	69
4.2.2	Biotiske faktorer	73
4.3	Usikkerheter knyttet til oppgaven	76
4.4	Konklusjon	77
	Litteratur	79
	Appendiks	1

1. Innledning

1.1 Alger som miljøindikator

Bentiske alger blir ofte benyttet til å indikere ulike endringer i miljøforholdene i grunne kystområder. De er godt egnet til dette blant annet fordi de er fastsittende organismer, uten mulighet til å forflytte seg ved skiftende miljøforhold (Bokn, 1978; Fredriksen & Rueness, 1990). Ved å undersøke algesamfunnets struktur på en lokalitet kan man få direkte innblikk i rådende miljøtilstand på lokaliteten (Magnusson et al., 1989). Fordi mange algearter er flerårige, vil overvåkning av disse gjøre det mulig å knytte forandringer i algesamfunnet til utviklingstrender over tid (Magnusson et al., 1989; Fredriksen & Rueness, 1990; Moy, 2020).

1.2 Mulige trusler for algevegetasjonen

Makroalger er viktige primærprodusenter som gir høy produksjon langs verdens kyster (Christie et al., 2009). Større makroalger skaper også tredimensjonale habitater hvor en rekke dyr kan finne tilflukt og mat, samt at de fungerer som festepunkt for mange mindre alger (epifytter) og filtrerende dyr (epifauna). Slike algesamfunn har vist seg å ha høy biodiversitet, samtidig som de er svært stabile. Likevel står makroalgesamfunnenes stabilitet og diversitet i dag ovenfor en rekke trusler. Flere av dem er menneskeskapt og kan knyttes til urbanisering og klimaendringer (Christie et al., 2009; Filbee-Dexter & Wernberg, 2018).

1.2.1 Eutrofiering

Det har blitt spesielt aktuelt å bruke bentiske alger som en indikator på eutrofiering. Eutrofiering er en naturlig prosess hvor en vannmasse tilføres én eller flere begrensede vekstfaktorer, som trengs for å drive fotosyntese (Schindler, 2006). I havet er det oftest nitrogen og fosfor som begrenser algenes vekst, og det er derfor tilførselen av disse næringssaltene det rettes mest oppmerksomhet mot (Glibert et al., 2005). Til tross for at eutrofi skjer naturlig hele tiden, er det vanlig at begrepet brukes om den svært akselererte eutrofieringsprosessen som menneskelig aktivitet kan føre til (Dokulil & Teubner, 2011). Slik vil begrepet bli benyttet videre i denne oppgaven.

Bentiske alger responderer raskt og forutsigbart på tilførsel av næringsalter og kan derfor fungere som nyttige indikatorer på eutrofieringsutviklinger (McCormick & Cairns, 1994). På lokaliteter med samsvarende kjemiske og fysiske forhold kan det forventes algesamfunn med lignende artssammensetning (Fredriksen & Rueness, 1990). Endringer i algenes artssammensetning kan derfor indikere forandringer i miljøforholdene. Ved eutrofiering vil konkurranseforholdene mellom ulike økologiske kategorier av alger forskyves på en slik måte at noen alger får en fordel fremfor andre, og vil bli mer dominerende (Rueness, 1973). Små, ettårige alger, som lett tar opp tilførte næringsstoffer og vokser fort, har ofte en fordel i eutrofierte vannmasser (Airoldi, 1998). Slike alger betegnes ofte som «turf algae» eller lurv på norsk, og gruppen domineres særlig av grønnalger (Fredriksen & Rueness, 1990; Airoldi, 1998). Disse algenes konkurransedyktighet fører ofte til at andre arter fortrenses og derfor er det i tillegg vanlig med reduserte artsantall i eutrofierte områder (Borowtitska 1972; Moy, 2020; Walday et al., 2021).

Redusert horisontalutbredelse av tangartene har også blitt observert i flere eutrofierte områder. Dette skyldes hovedsakelig den svekkede konkurransedyktighet i forhold til de opportunistiske lurvealgene (Vogt & Schram, 1991; Bokn & Lein, 1978). Utbredelsen av gjelvtang (*Fucus distichus* subsp. *evanescens*) er et unntak. Denne har gått fra å ikke finnes i Indre Oslofjord, til å bli den vanligste tangarten i de mest eutrofe områdene. Artens voksende utbredelse blir satt i sammenheng med at den bedre kan konkurrere mot grønnalger enn andre tangarter. Dette fordi den blir fertil tidlig på året og vokser hurtig (Rueness, 1973).

Reduksjon i tangartenes utbredelse kan også forekomme som et resultat av at filtrerende dyr favoriseres ved økt næringstilførsel. Dette fordi mengden organiske partikler fra planteplankton vil øke når større mengde næringsalter er tilgjengelig. Disse dyrene, som for eksempel blåskjell (*Mytilus edulis*), vil kunne oppta substrat og dermed hindre vekst av bentiske alger (Frigstad et al., 2017; Walday et al., 2004).

1.2.2 Lurv

Lurv konkurrerer med større alger om plass og dersom de dekke store deler av substratet, vil de kunne forsinke eller hindre fremveksten av saktevoksende arters kimplanter (Vadas et al.,

1992; Isæus et al., 2004). I tillegg bidrar lurvealgene til at store mengder sediment akkumuleres på havbunnen (Kendrick, 1991), noe som også fører til redusert rekruttering til andre arter (Fredriksen & Rueness, 1990; Isæus et al., 2004). Mange lurvealger vokser epifyttisk, og kan også på denne måten redusere mengde og fremvekst av større bentosalger. En stor mengde epifytter vil kunne føre til at større arter, som tang, kan bli overgrodd, og ikke får tatt opp tilstrekkelig med næring og lys for normal vekst (Moy & Christie, 2012; Staalstrøm et al., 2021). Høy epifyttmasse vil også gjøre at algene lettere løsner og slites bort med bølger eller strøm (Filbee-Dexter & Wernberg, 2018; Staalstrøm et al., 2021).

Overgang til et samfunn bestående hovedsakelig av lurv kan få store konsekvenser for det tilhørende biomangfoldet, og gjøre at økosystemet blir mer sårbart for videre endringer (Filbee-Dexter & Wernberg, 2018; Walday et al., 2021). Dette fordi lurv er en dårlig erstatning for tang og andre større bentosalger, ettersom de ikke gir tredimensjonale habitater, samt at mye av biomassen reduseres på vinteren (Staalstrøm et al., 2022).

1.2.3 Beiting

Tettheten av beitedyr vil kunne påvirke forekomsten av alger (Lein, 1976), og i littoralsonen har beite fra snegler, som for eksempel arten *Littorina littorea*, vist seg å være en viktig faktor. Disse kan redusere algeveksten betydelig og spesielt er det mindre algearter, som grønnalger, disse beiter på (Lein, 1980). Ved nedgang i forekomsten av grønnalger, kan det dog bli større beitepress på tangartene (Bokn et al., 1992). Staalstrøm et al. (2021) peker imidlertid på at en viss mengde beitetrykk kan være positivt, fordi det holder nede forekomsten av lurv.

1.2.4 Fremmede arter

En annen faktor som kan påvirke et algesamfunn er forekomsten av fremmede arter (Norling & Jelmert, 2014). Disse er arter som, utilsiktet eller med hensikt, har blitt introdusert av mennesker til et område som er utenfor de opprinnelige geografiske grensene for arten (Rueness, 1985). Det er vanskelig å forutsi hvilke konsekvenser introduksjonen av en fremmed art vil få, men dersom de har konkurransefordeler i området de introduseres til,

kan konsekvensene for økosystemet være alvorlige (Rueness, 1989; Norling & Jelmert, 2014). Fremmede arter som har negativ effekt på stedeegne økosystem, og som kan true det tilhørende biomangfoldet, kalles invaderende arter (IUCN, u.å.).

1.3 Forurensningshistorikken i Indre Oslofjord

Oslo og omegn har vært i rask vekst over lengre tid, spesielt etter 1830. Dette har ført til en rekke forurensningsproblemer og i perioder har miljøforholdene i Indre Oslofjord vært kritiske (Baalsrud & Magnusson, 2002). Historien om fjordens forurensningsproblemer er nøye forklart i boken til Baalsrud & Magnusson (2002), som danner mye av grunnlaget for videre beskrivelser.

Kloakktilførselen har bydd på særlig store problemer for eutrofieringssituasjonen i Oslofjorden. Allerede fra slutten av 1600-tallet ble rennesteiner bygd, slik at avløpet kunne føres til bekker og elver og videre ut i fjorden. Over 200 år senere ble vannklosettet innført i Oslo og tilførselen av urensset avløpsvann til fjorden økte betraktelig de neste tiårene (Baalsrud & Magnusson, 2002).

Den raske befolkningsveksten førte også til en voksende industri. Særlig fra midten av 1800-tallet ble det bygget mange industrianlegg og mange fabrikker ble ført opp langs de store elvene i området. Fabrikkenes lot avløpsvannet sitt fare fritt ut i vassdragene og videre til fjorden, uten nevneverdige rensiltak (Baalsrud & Magnusson, 2002).

Tilførselen av det urensede sanitære og industrielle avløpsvannet til fjorden førte til en kraftig økning i næringsalter og overgjødsling av sjøvannet (Baalsrud & Magnusson, 2002). I 1950 påviste forskerne Beyer og Føyn (1951) at bunnvannet i store deler av fjorden var anoksisk. Undersøkelser av de bentiske algesamfunnene i Indre Oslofjord, som ble gjort fra 1940-tallet til 1970-tallet, viste også at vegetasjonen var dramatisk endret fra da Gran (1897) gjennomførte sine studier (Sundene 1953; Grenager, 1957; Klavestad, 1967). Spesielt oppsiktsvekkende var tilbaketrekningen av grisetang (*Ascophyllum nodosum*) og den store invasjonen av den eutrofitolerante gjelvtangen (Klavestad, 1967; Rueness, 1973; Bokn & Lein, 1978; Kroglund et al., 2017). I tillegg var det områder i strandsonene hvor tangartene hadde blitt helt eller delvis erstattet med grønnalger og bunnen dekket med slam. De

endrede habitatene og mangelen på oksygen førte til sterk nedgang i livet i fjorden (Baalsrud & Magnusson, 2002).

Med tiden ble det gjennomført tiltak for å bedre de dårlige forholdene. Avløpsnettene ble utbedret og en rekke renseanlegg ble bygget. Skarpsno og Festningen var de første av den typen anlegg, og disse kom i drift på begynnelsen av 1930-tallet. I årene som fulgte ble flere mindre anlegg opprettet og de bynære forholdene ble etter hvert forbedret. Forholdene i fjorden ble derimot ikke bedre. Næringssaltene kunne nemlig ikke fjernes fra avløpsvannet med rensemetodene som anleggene benyttet. Tvert imot ble næringen gjort enda mer tilgjengelig ved at utløpet var lagt til fjordens overflate (Baalsrud & Magnusson, 2002).

På begynnelsen av 1970-tallet ble kjemisk rensing for fjerning av fosfor innført på Skarpsno og Festningen. Omtrent ti år senere tok det store renseanlegget Vestfjorden Avløpsvesen (VEAS) over arbeidet. I tillegg til VEAS er det i dag to andre store renseanlegg med utslipp til Indre Oslofjord; Bekkelaget renseanlegg og Nordre Follo renseanlegg. Alle tre anleggene har blitt utvidet og ombygd flere ganger og hver av dem driver rensing med fjerning av fosfor og nitrogen (Baalsrud & Magnusson, 2001). Utløpstunnelene til de tre anleggene er lagt på 25-50 meters dyp i ulike deler av Indre Oslofjord, med god avstand til land. Dette er gjort for å best mulig hindre eutrofiering av overflatevannet (VEAS, u.å.; Nordre Follo renseanlegg IKS, u.å.).

Innføringen av disse effektive renseanleggene gav store forbedringer i vannkvaliteten. Bokn et al. (1992) fant eksempelvis at mengden fosfor og klorofyll a hadde gått ned, samtidig som at siktedypet hadde økt. Samme studie viste i tillegg at artsrikheten, samt utbredelsen til tangartene, hadde økt i mange områder av Indre Oslofjord. Selv om forholdene i fjorden har blitt bedre siden 1940-70-tallet, er tilførselen av næringsalter fortsatt betydelig.

Nitrogentilførselen til fjorden har økt siden 2003 og hovedgrunnen til dette er trolig den stadige befolkningsveksten som presser renseanleggenes kapasitet (A. Staalstrøm, personlig kommunikasjon, 19.08.2021). For å hindre overbelastning og oversvømmelse av renseanleggene i perioder med mye nedbør og snøsmelting, føres det i tillegg en betydelig mengde urensset avløpsvann fra ledningsnettene og til nærmeste vanntilførsel, gjennom en sikkerhetsordning kalt overløp (Lindholm, 2011; VEAS, u.å.) Utover dette vil det også kunne strømme inn næringsalter fra Ytre Oslofjord, hvor renseanleggene ikke driver nitrogenfjerning (Staalstrøm et al., 2021).

1.4 Topografi og hydrografi

En detaljert beskrivelse av Oslofjordens topografiske og hydrografiske forhold kan leses i en rekke tidligere verk (Braarud & Ruud, 1937; Beyer & Føyn, 1951; Sundene, 1953; Gade, 1970; Baalsrud & Magnusson, 2002). Her gis kun en kort sammenfatning.

1.4.1 Topografi

Indre Oslofjord skiller seg fra Ytre Oslofjord ved Drøbaksterkselen, et grunt område med dyp på rundt 20 meter. Terskelen befinner seg like nord for Drøbak og går tvers over nordre ende av Drøbaksundet (Gade, 1970). Videre inn deles fjorden av en bred rygg mellom Nesoddtangen og Bygdøy på omtrent 50 meters dyp. Ryggen gir opphav til de to hovedbassengene: Vestfjorden og Bunnefjorden (Sundene, 1953; Gade, 1970; Baalsrud & Magnusson, 2002). I Vestfjorden varierer dybdeforholdene kraftig, med korte avstander mellom dype og grunne områder. I Bunnefjorden har havbunnen jevnere dybdeforhold og ligner mer en undersjøisk dal. Begge hovedbassengene har dyp som går ned til over 150 meter, men har også grunne områder, med øyer, holmer, skjær og sund som deler fjorden i flere mindre bassenger. Grunnene og tersklene skiller vannmassene i bassengene fra hverandre, og påvirker sirkulasjonen i Indre Oslofjord (Gade, 1970; Baalsrud & Magnusson, 2002).

1.4.2 Saltholdighet

Hvor lav saltholdigheten i Indre Oslofjord kan bli, styres hovedsakelig av tilførselen fra Glomma og Drammenselva, med utløp i henholdsvis ytre og midtre del av Oslofjorden. Saltholdigheten er lavest på sommeren når tilførselen fra elvene er høyest (Sundene, 1953; Lein, 1976). Om sommeren er det i tillegg vanlig med sønnavind, som fører med seg deler av brakkvannslaget fra ytre til indre del av fjorden (Sundene, 1953; Lein, 1976). Om vinteren er saltholdigheten høyest, da tilførselen fra disse elvene er mye mindre (Sundene, 1953; Lein, 1976). I tillegg vil nordavind, som er vanligst på vinteren, blåse ferskere vann fra overflaten ut av Indre Oslofjord og saltene vann fra dypere lag erstatter dette (Sundene, 1953; Lein, 1976).

Tilførselen fra elvene med utløp i Indre Oslofjord er vanligvis lav, og påvirkningen fra disse alene er oftest liten (Baalsrud & Magnusson, 2002). Om våren og høsten, og i lengre perioder med intens nedbør, kan likevel de lokale elvene senke saltholdigheten i indre del av fjorden (Lein, 1976; Baalsrud & Magnusson, 2002).

Målinger fra NIVA (Norsk institutt for vannforskning), gjort i overflatevannet i Bekkelagsbassenget, viser at saltholdigheten varierte fra 18-31 gjennom de tre siste årene (A. Staalstrøm, personlig kommunikasjon, 16. mars 2022). Samme variansintervall er vanlig i de fleste deler av Indre Oslofjord, og fjorden har derfor gjennomgående et nokså marint preg (Baalsrud & Magnusson, 2002).

1.4.3 Temperatur

Temperaturen i fjordens overflatelag bestemmes av lufttemperaturen, vind, ferskvannsavrenninger og havstrømmene (Baalsrud & Magnusson, 2002). Store variasjoner i disse faktorene fører til at overflatelagets temperatur varierer mye gjennom året, og noe fra år til år (Sundene, 1953).

I Indre Oslofjord varierer temperaturen i overflatevannet vanligvis mellom 2 til 18 grader, men på vinteren og sommeren kan temperaturen synke eller stige utover dette. Spesielt i beskyttede og grunne områder, med lite vannbevegelse, kan temperaturen bli høyere (Baalsrud & Magnusson, 2002). Målinger fra NIVA viser at temperaturen har variert fra 3-22 grader i overflatevannet i Bekkelagsbassenget de tre siste årene (A. Staalstrøm, personlig kommunikasjon, 16. mars 2022).

1.4.4 Tidevann og vannstand

I Indre Oslofjord varierer vannstanden omtrent 28 cm fra nullpunktet ved flo og fjære. Ved spesielle værforhold kan det likevel forekomme mye større variasjoner i vannstanden enn dette, og distansen mellom laveste til høyeste målte vannstand er 3 meter (Baalsrud & Magnusson, 2002). Økning i lufttrykket vil føre til at vannstanden synker, mens ved lavere lufttrykk vil den stige (Sundene, 1953). Braarud & Ruud (1937) viste at lengre perioder med vind fra nord vil føre til at vannstanden synker, da vannet blåses ut av fjorden. Omvendt viste de at vedvarende sønnavind fører til en opphopning av vann i nordlige deler av fjorden,

og gir økt vannstand. Visse kombinasjoner av lufttrykk og vindretning over tid vil på denne måten kunne gi perioder med vedvarende høy eller lav vannstand (Braarud & Ruud, 1937; Sundene, 1953; Baalsrud & Magnusson, 2002).

1.4.5 Isdekke

I løpet av vinterhalvåret er det ikke uvanlig at hele Bærumsbassenget og mesteparten av Bunnefjorden periodevis er islagt (Kroglund et al., 2017). I noen tilfeller vil det kunne legge seg is også i Bekkelagsbassenget, men på grunn av mye skipstrafikk, åpnere sjø og mindre ferskvannstilførsel er dette sjeldnere enn i mer beskyttede områder (Baalsrud & Magnusson, 2002). Ved bølgeaktivitet fra vind og båter vil isen kunne gni mot land, og skure bort vegetasjon i fjæra (Sundene, 1953).

1.4.6 Bølgeeksponering

Begrepet eksponering referer ofte til hvor mye bølgeaktivitet en litoralsone utsettes for (Ballantine, 1961; Thomas, 1983). Et område omtales som eksponert om det utsettes for stor bølgeaktivitet, og som beskyttet om det utsettes for lite bølgeaktivitet. Det finnes dog litoralsoner med eksponeringsgrad på alle deler av denne skalaen (Kingsbury, 1962).

Mesteparten av bølger oppstår som resultat av vindens påvirkning på vannet. Størrelsen på bølgene bestemmes da av vindstyrken, vindens varighet og distansen vinden blåser over uten å avbrytes. Sistnevnte betegnes som fetch og brukes ofte som mål på eksponeringsgraden. Høyere fetch betyr at distansen vinden blåser uhindret over er lengre og området er mer eksponert enn ved motsatt tilfelle, altså lavere fetch (Moore, 1935; Kingsbury, 1962).

Båttrafikk er også med å danne bølger, og fordi Oslofjorden er den viktigste transportveien i Norge, samt det området med høyest tetthet av fritidsbåter, vil trafikken ha innvirkning på hvor eksponerte fjæreamrådene er (Baalsrud & Magnusson, 2002; Kroglund et al., 2017).

Lundsør et al. (2017) har, i henhold til vann-nett.no, klassifisert ulike områder i Indre Oslofjord etter hvor eksponert de er. Vestfjorden blir betegnet som «moderat eksponert kyst», mens Oslo havn og by, Bekkelagsbassenget og Bunnefjorden betegnes som «beskyttet kyst/fjord» (Lundsør et al., 2017)

1.5 Tidligere undersøkelser

Det har vært gjennomført en rekke tidligere undersøkelser på den bentiske algefloraen i Indre Oslofjord. En av de første undersøkelsene som er kjent fra området, er gjort av Haakon Hasberg Gran allerede på slutten 1890-tallet. På den tiden var Indre Oslofjord lite forurenset og nær naturtilstand. Siden dette har miljøtilstandene og algesamfunnene i fjorden vært i store endringer og utviklingen har blitt fulgt og dokumentert i disse studiene. Her følger en oversikt over et utvalg av disse undersøkelsene. Studier av enkeltarter er utelatt fra oversikten.

Gran (1897) gjennomførte en undersøkelse av Oslofjordens brun- og rødalgevegetasjon. Hovedandelen av materialet ble innhentet fra Drøbaksundet somrene 1893 og 1894 og vinteren 1896. Det ble også samlet materiale fra Ytre Oslofjord samme årene, og fra Indre Oslofjord «til forskjellige tider», men spesielt om våren (Gran, 1897, s.17). Materiale innhentet av professorene Blytt, Schübeler og Willie ble også benyttet i undersøkelsen. Herbariet oppbevares ved Botanisk museum i Oslo.

Sundene (1953) kartla Oslofjordens algevegetasjon og vurderte sammenhengen mellom algenes utbredelse og ulike miljøfaktorer. Området han undersøkte strakk seg fra ytre Oslofjord til Nesoddtangen og innhentingene foregikk ved alle årstider i periodene 1940-42 og 1947-52. Herbariet oppbevares ved Institutt for biovitenskap, Universitetet i Oslo.

Grenager (1957) undersøkte algevegetasjonen i nordre del av Indre Oslofjord. Hovedformålet med undersøkelsen var å innhente informasjon om forurensningseffekter på makroalgens horisontalutbredelse, og stasjonene som ble undersøkt lå derfor i den mest forurensete delen av fjorden: Bærumsbassenget, Lysakerfjorden, Oslo havn, Oslo-øyene og nordre del av Bunnefjorden. Materialet ble innhentet fra sensommer 1945 til oktober 1946, men typiske vinter- og vårarter ble ikke registrert. Herbariet oppbevares ved Botanisk museum i Oslo

Klavestad (1967) gjennomførte undersøkelser av algevegetasjonen fra Filtvedt (sør for Drøbak) til innerst i Bunnefjorden. Undersøkelsene inngikk som en delrapport i et samarbeidsprosjekt mellom NIVA og Universitetet i Oslo kalt «Oslofjorden og dens

forurensningsproblemer». Materialet ble innhentet hovedsakelig på somrene fra 1962-66. Herbariet oppbevares ved Institutt for biovitenskap, Universitetet i Oslo.

Lein (1976) undersøkte bentiske litoralsamfunn i Indre Oslofjord, med mål om å finne tallmessige uttrykk for strukturen. Tre stasjoner ble undersøkt: Storskjær (vest for Drøbak), Flaskebekk (nord på Nesodden) og Katten (nordre del av Bunnefjorden) i 1973 og 1974. Resultatene ble sammenlignet med tidligere undersøkelser, i hovedsak Grenager (1957) og Klavestad (1967).

Bokn og Lein (1978) gjennomførte en sammenligningsstudie med utgangspunkt i tidligere undersøkelser gjort av fem vanlige tangarter i Oslofjorden: spiraltang (*Fucus spiralis*), blæretang (*Fucus vesiculosus*), grisetang (*Ascophyllum nodosum*), gjelvtang (*Fucus distichus* subsp. *evanescens*) og sagtang (*Fucus serratus*). Endringer i utbredelsen av tangartene ble diskutert opp mot ulike miljøfaktorer, med hovedvekt på eutrofiering.

Larsen (1995) gjennomførte i sin hovedfagsoppgave en studie av algevegetasjonen i nordre del av Indre Oslofjord, hvor 31 stasjoner ble undersøkt i tre perioder: høsten 1993, våren 1994 og sommeren 1994. Han valgte stasjonene slik at de skulle sammenfalle best mulig med tidligere undersøkelser gjort av Grenager (1957), Klavestad (1967) og overvåkningsprogrammet til NIVA (Magnusson et al., 1992). Resultatene ble sammenlignet med disse undersøkelsene og satt i sammenheng med ulike miljøfaktorer. Herbariet oppbevares ved Institutt for biovitenskap, Universitetet i Oslo.

Norsk institutt for vannforskning (NIVA) har utført en rekke undersøkelser gjennom et overvåkningsprogram som ble satt i gang i 1973. Biologiske og hydrografiske forhold har blitt rapportert hvert år siden (Staalstrøm et al., 2021). I perioden 2015-2018 ble undersøkelsene gjennomført i regi av Norconsult (Lundsør et al., 2019). En del av overvåkingen tar for seg den horisontale utbredelsen til de fem vanlige tangartene i Indre Oslofjord, som er nevnt over. Tangartene er undersøkt i perioder med jevne mellomrom og i noen perioder hvert år (Kroglund et al, 2017). I tillegg har algenes nedre voksegrense tidvis blitt kartlagt og det har vært gjennomført undersøkelser av andre alger og dyr i fjæresamfunnet (Staalstrøm et al., 2021).

Kroglund, Berge, Bokn, Gitmark & Magnusson (2017) gjennomførte en sammenligningsstudie med utgangspunkt i resultater fra tangundersøkelsene i NIVAs overvåkningsprogram fra perioden 1974-2013. Endringer i horisontalutbredelsen av tang i Indre Oslofjord, samt fjordens generelle utvikling, ble diskutert og tolket i lys av kommunens rensetiltak.

Johnsen (2018) gjennomførte i sin hovedfagsoppgave en studie av algevegetasjonen i nordre del av Indre Oslofjord, nærmere bestemt Bærumsbassenget. Åtte stasjoner ble undersøkt på våren og høsten i 2018. Resultatene ble sammenlignet med tidligere undersøkelser, og i hovedsak med Larsens (1995) undersøkelse. Endringer i biodiversitet og algeutbredelse ble diskutert og sett i sammenheng med ulike miljøfaktorer. Herbariet oppbevares ved Institutt for biovitenskap, Universitetet i Oslo.

1.6 Målsetting for oppgaven

Formålet med oppgaven er å kvalitativt undersøke hvilke algerarter som finnes på fire stasjoner lokalisert i nordre del av Indre Oslofjord, samt kartlegge hvordan disse fordeler seg mellom de tre hovedgruppene av alger; rødalger, grønnalger og brunalger. Resultatene sammenlignes med Larsens (1995) undersøkelse fra 1993-94. Eventuelle endringer i algevegetasjonen diskuteres i lys av abiotiske og biotiske faktorer som kan ha medvirket til utviklingen. Med bakgrunn i Indre Oslofjord sin lange forurensningshistorikk, vil i tillegg endringer som kan knyttes til eutrofisituasjonen vektlegges.

Det er ønskelig å undersøke om følgende hypotese kan forkastes:

«Det har ikke skjedd endringer i den bentiske makroalgevegetasjonen Indre Oslofjord siden 1993-94.»

Tre delspørsmål vil besvares for å innfri oppgavens formål, samt bekrefte eller avkrefte den gitte hypotesen:

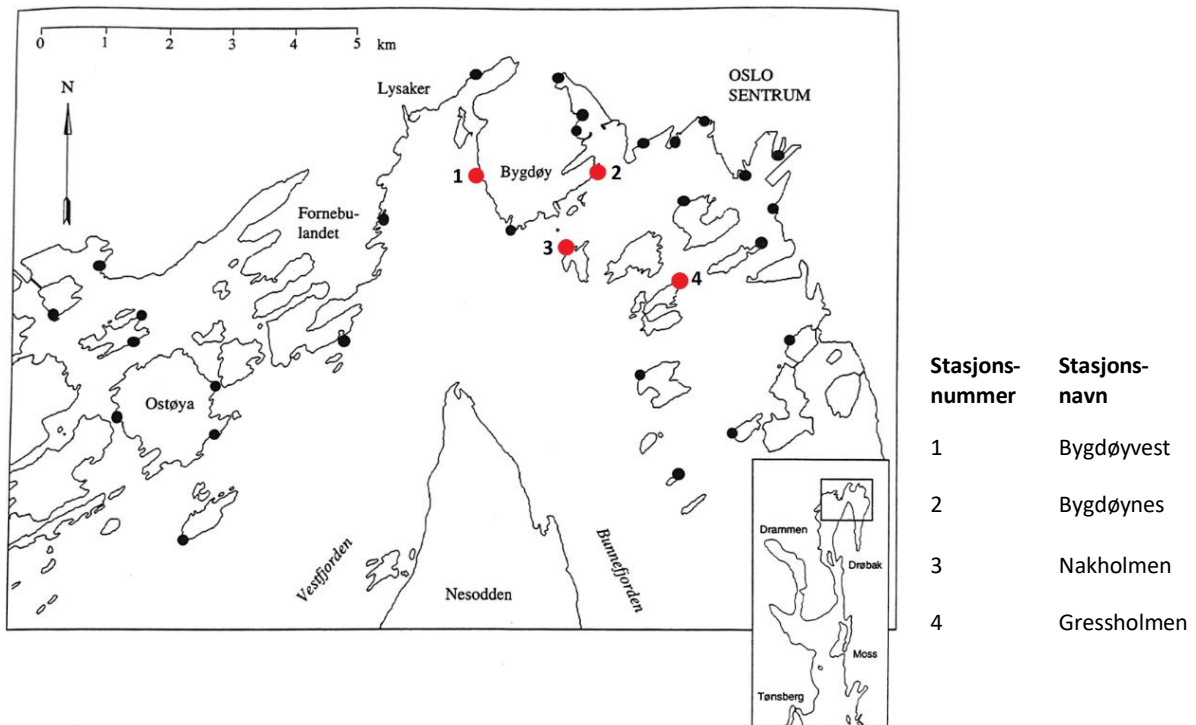
- Hvordan er algevegetasjonen på fire stasjoner i Indre Oslofjord?
- Hva har endret seg siden Larsens (1995) undersøkelse i 1993-94?
- Hvorfor har eventuelle endringer skjedd?

2. Materiale og metode

2.1 Stasjonene

Prøvene ble samlet inn fra fire stasjoner lokalisert i Indre Oslofjord (Figur 1). To av dem lå på Bygdøy, som er en del av fastlandet, mens de andre var lokalisert på to Osloøyer. Hver av stasjonene var plassert i mindre viker (Figur 2). Lokalitetenes eksakte koordinater er vedlagt (Appendiks 1). Stasjonene ble noe tilfeldig valgt fra de 31 stasjonene Larsen (1995) undersøkte i 1993-94. Området som ble dekket var så stort som mulig, men samtidig ikke større enn at undersøkelsene kunne gjennomføres på én dag. Lokalteter i Oslo havneområde ble utelukket på grunn av dårlige forhold for fridykking. Bærumsbassenget ble også utelukket, da dette nylig ble undersøkt av Johnsen (2019) i hans hovedfagsoppgave.

Hver av stasjonene hadde variert orientering og helningsgrad. Eksponeringsgraden og påvirkning av båttrafikk varierte også for de ulike stasjonene. Havbunnen på alle stasjonene var dannet av sedimentær berggrunn fra ordovicium og silur (Baalsrud & Magnusson, 2002), mens underlaget varierte fra hardbunn til gjørmete. Oversiktsbildet Nærmere beskrivelse av de enkelte stasjonene finnes i oppgavens resultatdel.



Figur 1. Kart som viser undersøkte stasjoner, hvor Larsen (1995) sine er markert i svart, og de jeg har undersøkt igjen i 2021, er markert i rødt med stasjonsnummer fra 1-4. Oversikt over stasjonsnummer og tilhørende geografiske navn til høyre. Kartet er hentet fra Larsens oppgave (1995).



Figur 2. Satellittbilder hentet fra Google sin kartfunksjon for de fire stasjonene. Fra venstre: Bygdøy vest (Google et al. 2022a), Bygdøynes (Google et al. 2022b), Nakkholmen (Google et al. 2022b) og Gressholmen (Google et al. 2022d).

2.2 Feltarbeid

Materialet ble samlet inn i to perioder: vår og høst. Vårprøvene ble samlet inn 11. mai 2021, og høstprøvene ble innhentet 28. august 2021.

Bentosalgene ble samlet inn og/eller registrert fra øvre voksegrense ned til omtrent 1,5 meters dyp. Innsamlingene ble gjort sammen med veileder Stein Fredriksen og medstudent Stine K. Hansen. Fredriksen og jeg samlet inn alger i nett ved fridykking fra sublitoralsonen og litoralsonen. Hansen gikk på land og samlet inn fra litoralsonen, tidevannsbassenger og supralitoralsonen. Målet var å samle inn minst ett individ av alle arter på hver stasjon, men flere ble samlet inn i alle tilfeller hvor det var usikkert om individer var av samme art eller ikke. Noen arter ble identifisert på stedet, som japansk drivtang (*Sargassum muticum*), blæretang med blærer og sagtang.

Den horisontale lengden av undersøkt område (transektbredden) varierte fra omtrent 20-40 meter. Variasjonen skyldtes ulikheter i områdenes størrelse, deler med vegetasjon og ulik tilgjengelighet. Fridykkingen varte i rundt 30 minutter for hver stasjon, noe mindre om det var lite vegetasjon, og noe mer om det var mye.

Det ble gjort målinger av PSU og temperatur fra de øverste centimeterne av vannsøylen. PSU ble målt ved hjelp av et refraktometer og temperaturen ble målt ved et elektronisk termometer. Målene ble notert ned med blyant i en vannavstøtende bok. Observasjoner og bemerkninger fra de ulike stasjonene ble også notert ned i denne boken. Det ble tatt bilder både over og under vann. Disse ble tatt av Fredriksen og det ble benyttet kameraer av typen Sony cyber-shot DSC-W300 med vanntett kamerahus, samt Olympus Tough TG-6.

Algene ble lagt i merkede plastflasker sammen med sjøvann og 2% formalin. Alger fra tidevannsbassenger og de minste individene ble plassert i egne små plastflasker.

Eksemplarer av mykt kjerringhår (*Desmarestia viridis*) ble også oppbevart i egne plastflasker, da denne arten skiller ut svovelsyre som kan ødelegge resten av prøven ved oppbevaring i samme flaske (Epply & Bovell, 1958). Flaskene ble oppbevart mørkt og ved romtemperatur frem til videre undersøkelse og artsbestemmelser på lab.

2.3 Laboratoriearbeid

På laboratoriet ble flaskene med innsamlet materiale vasket ut for å bli kvitt formalinen. Dette ble gjort etter standardprosedyre, hvor all væske i flaskene ble silt ut. Materialet ble skylt flere ganger i ferskvann og satt i avtrekk med saltvann i minst ett døgn. Flaskene fra hver av stasjonene ble undersøkt hver for seg for å unngå at prøver fra ulike stasjoner skulle blandes. Innholdet fra flasken ble helt ut i en stor hvit bakke for bedre oversikt. I arbeidet ble det også tatt i bruk mindre hvite plastskåler for å sortere og nærmere studere algene individuelt. Mikroskop av typen WILD LEITZ GMBH BIOMED type 020-507.010 ble brukt for nærmere undersøkelse. De største algene, som fucaceene, ble i tillegg studert i lupe av typen Nikon SMZ1270. For å lette artsbestemmelsen ble ulike løsninger tatt i bruk. Det ble brukt en jodløsning bestående av 2 g kaliumjodid og 1 g jod løst i 100 ml vann for å farge pyrenoidene hos individer i slekten *Ulva*. Det ble også brukt en svak saltsyre (HCl) for å skille periaksialcellene hos *Polysiphonia*-lignende rødalger slik at de lettere kunne telles. I identifiseringen av *Polysiphonia*-arter ble det også tatt tverrsnitt med skalpell for å telle periaksialcellene. Tverrsnitt ble også tatt av noen grønnauger for å se om tallus var hult, ett, eller to celledag tykt. Det ble også tatt tverrsnitt av reseptakler hos *Fucus*-artene for å se om de var diøsiske eller monøsiske. Ved tvil om et eksemplar var gjelvtang eller den blæreløse formen av blæretang, ble det også tatt tverrsnitt av tallus for å lete etter caecostomata (små hulrom i tallus).

Identifiseringsarbeidet ble gjort i samarbeid med min medstudent, Hansen. Vi var dermed to som arbeidet med alle flaskene, både fra hennes og mine stasjoner. Dette ble gjort for å kunne diskutere og tenke sammen rundt den til tider vanskelige artsbestemmelsen. Algene ble bestemt til lavest mulig taksonomisk nivå ved å se på morfologiske strukturer og karaktertrekk. De fleste algene ble bestemt til art, men i noen tilfeller ble det for usikkert å angi art, og disse ble da bestemt til slekt. Dette var tilfelle for de fleste individer tilhørende slektene *Cladophora* og *Acrochaetium*.

I hovedsak ble de tre nøkklingsheftene for bestemmelse av norske rød-, brun- og grønnauger av Rueness og Nøkling-Eide (2021a; 2021b; 2021c) benyttet i identifiseringsprosessen. I tillegg ble det brukt bestemmelseslitteratur fra Fletcher (1987), Rueness (1977, 1998), Brodie et al. (2007) og fra Nielsen og Lundsteen (2019a; 2019b). Alle artsnavn er oppdaterte og stemmer med korrekt akseptert nomenklatur fra Algaebase.org (februar, 2022).

Alle arter som ble funnet og bestemt har blitt notert ned i laboratoriejournal og det foreligger beleggmateriale for stort sett alle artene. Belegg materialet er i de fleste tilfeller et fiksert preparat av artene, laget ved at en liten bit av algen ble lagt på et objektglass og dryppet med et par dråper fikseringsløsning. Fikseringsløsningen besto av 20 ml destillert vann, 10 ml maissirup, 10 ml 38% formalin og 1 ml 1% anilin. De fikserte preparatene ble merket med artsnavn, stasjon og dato, og plassert i en referansesamling som oppbevares på Institutt for biovitenskap ved Universitetet i Oslo. Det foreligger også bildebevis for mange av artene. Større alger, kalkalger og dyr ble fotografert i lupe, utstyrt med kamera av typen Lumenera infinity 1 eller med mobilkamera (Samsung galaxy 20 og Iphone X). Det ble også tatt bilder av artsspesifikke karakterer i mikroskop utstyrt med et Nikon digital sight DS-L1 kamera, og med mobilkameraene gjennom mikroskop. Alle bilder er navngitt med artsnavn, stasjon og dato, og disse er lagret på minnepenn. Denne oppbevares på Institutt for biovitenskap, UiO.

2.4 Eksponeringsgrad

En kartografisk eksponeringsverdi ble beregnet for hver av stasjonene. Dette ble gjort etter en enkel metode som tar utgangspunkt i den totale avstanden med åpen sjø fra en lokalitet. Høyere total verdi betyr mer åpen sjø rundt stasjonen. Mer åpen sjø gir økt fetch og høyere eksponeringsgrad ved lokaliteten. Eksponeringsverdien til hver av stasjonene ble beregnet ved at en transparent sirkel ble lagt med sirkelens origo så nøyaktig som mulig over stasjonens lokalitet. Sirkelen var delt inn i 36 sektorer, med 10 grader mellom hver linje. Det ble benyttet et sjøkart med målestokk på 1:10 000, og radiusen til sirkelen var 12 cm (tilsvarende 1 km i virkeligheten). Avstanden fra origo til land ble målt for hver sektorlinje. For sektorlinjene som ikke traff land ble 12 cm benyttet. Alle avstandene ble deretter summert, og verdien gir inntrykk av eksponeringsgraden på hver av stasjonene (Tabell 1).

2.5 Statistiske analysemetoder

Statistiske dataanalyser som ble gjennomført tok utgangspunkt i samme datasett, en matrise laget i programmet Excel (Appendiks 3). Matrisen inkluderte alle arter som ble funnet i denne og Larsens (1995) studie, sortert etter algegruppe, og deretter sortert alfabetisk.

Nærvær eller fravær ble markert med henholdsvis 1 eller 0 for hver av artene på alle fire stasjonene og for begge undersøkelsesperiodene. Statistikkprogrammet R (versjon 4.1.2) ble brukt for analyser av algesamfunnenes artssammensetning, og koden er vedlagt (Appendiks 4). Grafiske fremstillinger av artenes fordeling mellom ulike algegrupper (rød-, brun- og grønnalger) ble laget i Excel.

Det ble gjennomført en statistisk signifikanstest (permutasjonell ANOVA; additiv modell) for å teste usikkerheten knyttet til analysene. Effekten av undersøkelseår og stasjon på algenes artssammensetning ble testet. Signifikansnivå ble satt til fem prosent ($\alpha = 0,05$). P-verdier mindre enn 0,05 betyr derfor at ulikheten mellom to grupper er statistisk signifikant, altså at det er lite sannsynlig at den observerte forskjellen er styrt av tilfeldigheter (Cumming et al., 2007).

2.5.1 nMDS-analyse

Algesamfunnenes artssammensetning ble analysert med ikke-metrisk multidimensjonal skalering (nMDS). Likhetsindeksen Jaccard, som er en indeks for binære data, ble benyttet (Kosub, 2018). I nMDS-analysen trekkes informasjon fra flere dimensjoner sammen til færre dimensjoner, slik at mønstre og likheter mellom dem synliggjøres geografisk i en ordinasjon (Clarke, 1993). I dette tilfellet utgjør hver art en dimensjon, og hver stasjon et punkt i denne dimensjonen. Ordinasjonen avhenger av likheten i artssammensetningen mellom de ulike stasjonene fra 1993-94 og 2021, og likhetene gis en rangert avstand i en likhetsmatrise (Clarke, 1993). Stor avstand mellom punktene viser til liten grad av likhet mellom stasjonene, mens liten avstand betyr stor grad av likhet (Taguchi & Oono, 2005).

Hvor godt ordinasjonen stemmer overens med likhetsmatrisen oppgis med en stressverdi. Dette er et tall mellom 0 og 1, hvor 0 er beste score og 1 er dårligst score. Verdier under 0,2 ansees å være gode og ordinasjonens kan tolkes med trygghet (Kruskal, 1964).

2.5.2 Hierarkisk klusteranalyse

En hierarkisk klusteranalyse, basert på Jaccard likhetsindeks, ble også gjennomført for algesamfunnenes artssammensetning. Dette er en analysemetode hvor data klassifiseres og fremstilles grafisk i et dendrogram (Field et al., 1982). I dette tilfelle grupperes stasjonene

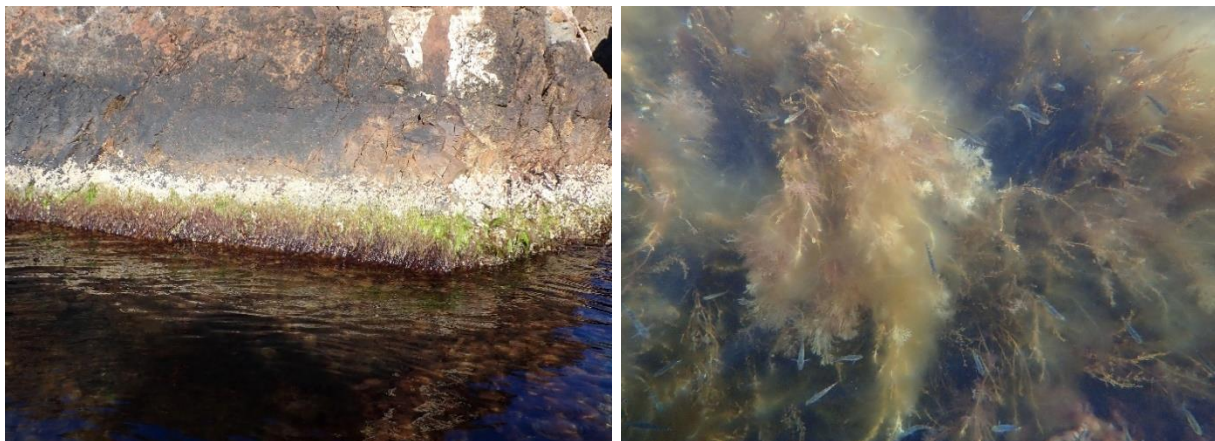
etter hvor like de er. Verdiene på x-aksen representerer Jaccardavstander, og avstanden fra null til forgreningspunktene (nodene) sier noe om hvor ulike gruppene er. Jo større avstanden er, desto mer ulike er gruppene (i dette tilfellet: stasjonene). Hver node er gitt en Bootstrapverdi, som angir grupperingens signifikans. Bootstrapverdien forteller hvor mange ganger samme forgrening observeres når datasettet analyseres gjentatte ganger. Jo høyere verdi, desto mer støtte har grupperingen, og desto mindre sannsynlig er det at den skyldes enkelte utstikkere i datasettet (Ojha et al., 2021).

3. Resultater

3.1 Hovedinntrykk av stasjonene

Bygdøy vest

Denne stasjonen gav inntrykk av å ha relativt rik vegetasjon, med nokså store forekomster av ulike tangarter (Figur 3). En stor populasjon av japansk drivtang, samt en liten eng med ålegras (*Zostera marina*) ble også funnet. I tillegg forekom det en del stillehavsvøsters (*Crassostrea gigas*) og tangkutling (*Gobiusculus flavescens*), samt noen få blåskjell. To bergsider med nokså bratt helning møttes i midten, hvor det var en strand bestående av større og mindre steiner. Den ene fjellsiden hadde et belte av grønnalger og rødalger og rur, mens den andre hadde et tangbelte. Stasjonen opplevdes nokså eksponert, hvor store bølger forekom hyppig fra forbigående båter.



Figur 3. Stasjonsbilder fra Bygdøy vest. Til venstre: Belter av marebek (*Verrucaria maura*), rur, grønnalger og rødalger. Bilde tatt i august. Til høyre: Diverse epifytter på japansk drivtang (*Sargassum muticum*). Bilde tatt i august.

Bygdøynes

Denne stasjonen gav inntrykk av å ha mindre vegetasjon enn de andre stasjonene, men hadde en del tang i litoralsonen (Figur 4). Det var en del mudderbunn på lokaliteten og vannet var av den grunn nokså grumsete, slik at sikten var dårlig. Helningen var slak inni vika, men brattere på utsiden mot åpen sjø. Det så ut til å være mindre japansk drivtang på denne lokaliteten enn på de andre. Det ble også funnet nokså store forekomster av rur. Også på denne stasjonen var det en del bølger og mange forbigående båter.



Figur 4. Stasjonsbilder fra Bygdøynes. Til venstre: Rur og tang i litoralsonen. Bilde tatt i august. Til høyre: strand med slak helning. Tang i litoralsonen. Bilde tatt i august.

Nakkholmen

På denne stasjonen var det mye vegetasjon og det så ut til å være et rikt artsmangfold med klarere vann enn på de andre stasjonene (Figur 5). Det var lite stillehavsøsters her, og en del japansk drivtang. Det ble også observert en del tangkutling (*Gobiusculus flavescens*) her, og annen fisk. Stasjonen hadde også mye sagtang og en del andre tangarter. Havbunnen var steinete, og helningen var for det meste slak. Sjøen inni vika var nokså rolig, mens utsiden virket mer eksponert, og var preget av båttrafikk.



Figur 5. Stasjonsbilder fra Nakkholmen. Til venstre: diverse algearter i litoralsonen. Bilde tatt i august. Til høyre: sagtang (*Fucus serratus*), diverse andre algearter, tangkutling (*Gobiusculus flavescens*) og trolig grønnlyt (*Symphodus melops*) midt i bildet. Bilde tatt i august.

Gressholmen

På denne stasjonen var det nokså store mengder grønnalger øverst i fjæresonen (Figur 6). Det var også mye gjelvtang og litt japansk drivtang på lokaliteten. På høsten ble det funnet spesielt mye *Dasya pedicellata* her. Denne stasjonen var like ved en fergekai, slik at det tidvis var kraftige bølger fra fergen. Dette gjorde det noe utfordrende å fridykke her. Helningen ned i sjøen var nokså bratt og det ble fort dypt.



Figur 6. Stasjonsbilder fra Gressholmen. Til venstre: Bratt helning, med redusert tangbelte. Bilde tatt i august. Til høyre: Spiraltangbelte (*Fucus spiralis*) øverst i litoralsonen, med dominans av grønnalger under. Nederst er *Chondrus crispus* med ulike påvekster, samt diverse andre alger. Bilde tatt i august.

3.2 Målinger ved stasjonene

Eksponeringsgraden ble beregnet for hver av stasjonene og verdiene viser at Bygdøynes hadde høyest eksponeringsgrad, mens Gressholmen hadde lavest (Tabell 1). Temperatur og salinitet ble også målt ved de ulike stasjonene (Tabell 2). Målingene viser at temperaturen var nokså lik på alle lokalitetene, med rundt 9 grader i mai og rundt 15 grader i august. Salinitetsmålingene spriker noe mer enn temperaturmålingene. Målingene i mai varierte fra 25 på det laveste (Gressholmen) til 33 på det høyeste (Nakkholmen). I august var saliniteten mer lik på alle stasjonene, men fortsatt lavest på Gressholmen. Generelt var saliniteten noe lavere på våren enn på høsten, bortsett fra på Nakkholmen.

Tabell 1. Oversikt over den beregnede eksponeringsverdien ved de fire stasjonene.

Stasjon	Eksponeringsgrad
Bygdøy vest	184,8
Bygdøy nes	199,2
Nakkholmen	142,6
Gressholmen	123,0

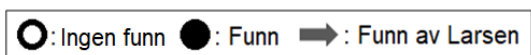
Tabell 2. Oversikt over målt temperatur og salinitet ved hver av de fire stasjonene. Målingene ble gjort i mai og august for hver stasjon.

Stasjon	Bygdøy vest		Bygdøy nes		Nakkholmen		Gressholmen	
	Mai	August	Mai	August	Mai	August	Mai	August
Tid på året								
Temperatur (°C)	8,9	15,0	9,4	14,8	9,6	15,0	9,6	15,6
Salinitet (PSU)	29	30	29	30	33	29	25	27

3.3 Taksonomisk oversikt og forekomst av algetaksa

Artene som er registrert i denne studien er her sortert alfabetisk etter taksonomi.

Utbredelsen til de enkelte artene er gitt med tekst og tilhørende kart. Det er også angitt i tekst og kart hvor, og om, Larsen (1995) har registrert artene. Markeringer for funn på de ulike stasjonene er vist på alle kartene (Figur 7). Når på året artene er funnet er angitt i teksten. Geografiske navn som oppgis er gitt i eget kart (Figur 1).



Figur 7. Forklaring av markeringene gitt for kartene tilknyttet artene som er registrert i oppgaven. Ingen funn av arten er markert med tom sirkel og funn er markert med fylt sirkel. Funn i Larsen (1995) sin undersøkelse er angitt med en pil.

FYLUM: CHLOROPHYTA

Klasse: Ulvophyceae

Orden: Acrosiphoniales

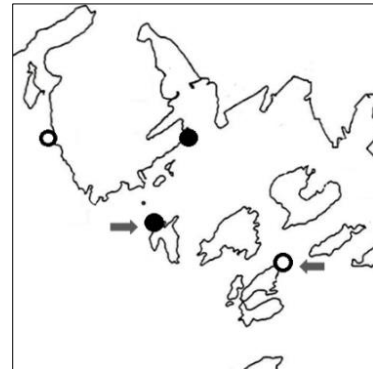
Familie: Acrosiphoniaceae

Acrosiphonia arcta (Dillwyn) Gain, 1912

Norsk artsnavn: Stor grønndott

Forekomst: Identifisert fra vårinnsamlingen fra Bygdøynes og Nakkholmen.

Tidligere funn: Larsen (1995) fant arten på Nakkholmen i mars og juni.



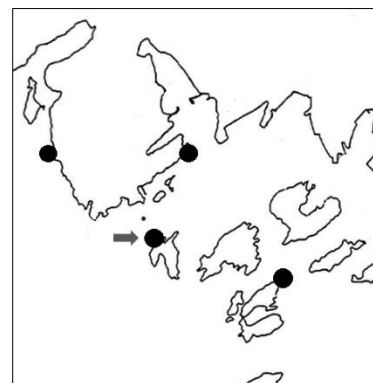
Figur 8. Utbredelsen av *Acrosiphonia arcta*.

Spongomorpha aeruginosa (Linnaeus) Hoek 1963

Norsk artsnavn: Liten grønndott

Forekomst: Identifisert fra vårinnsamlingen på alle stasjonene.

Tidligere funn: Funnet av Larsen (1995) på Nakkholmen i juni.



Figur 9. Utbredelsen av *Spongomorpha aeruginosa*.

Orden: Bryopsidales

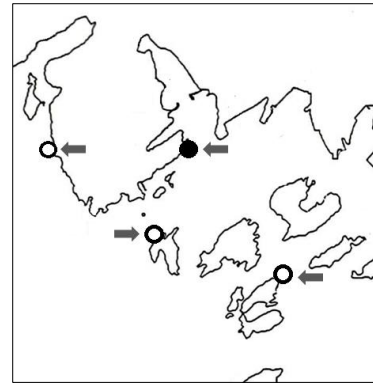
Familie: Bryopsidaceae

Bryopsis hypnoides J.V. Lamouroux, 1809

Forekomst: Identifisert fra vårinnsamling på Bygdøynes.

Tidligere funn: Identifisert av Larsen på alle fire stasjonene.

Funnet i juni på Bygdøy vest og Bygdøynes. Arten ble funnet i mai og juni på Nakkholmen, og i september på Gressholmen.



Figur 10. Utbredelsen av *Bryopsis hypnoides*.

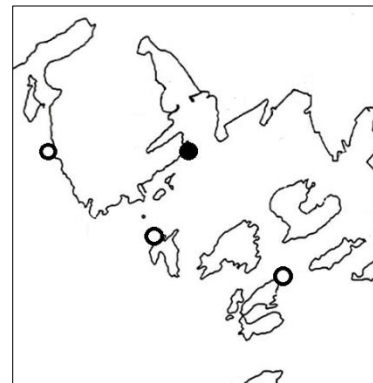
Familie: Derbesiaceae

Derbesia marina (Lyngbye) Solier 1846

Norsk artsnavn: Grønnhyfe

Forekomst: Identifisert fra vårinnsamlingen fra Bygdøynes.

Tidligere funn: Ingen tidligere funn i Larsens (1995) undersøkelse.



Figur 11. Utbredelsen av *Derbesia marina*.

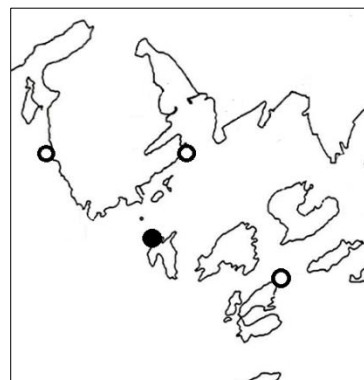
Orden: Cladophorales
Familie: Cladophoraceae

Chaetomorpha aerea (Dillwyn) Kützing 1849

Norsk navn: Fjærepyttsnøre

Forekomst: Identifisert fra vårinnsamlingen på Nakkholmen.

Tidligere funn: Ingen tidligere funn i Larsens (1995) undersøkelse.



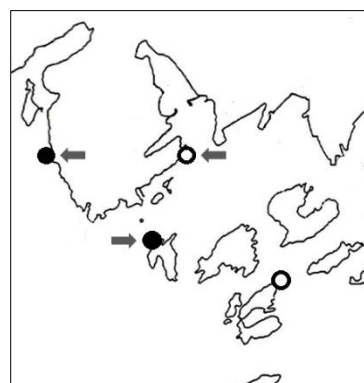
Figur 12. Utbredelsen av *Chaetomorpha aerea*

Cladophora cf. albida (Nees) Kützing 1843

Norsk artsnavn: Bleikgrønndusk

Forekomst: Arten ble identifisert fra vår- og høstinnsamlingen på Bygdøy vest, og fra høstinnsamlingen på Nakkholmen.

Tidligere funn: Larsen fant denne arten på Bygdøy vest i juni, Bygdøynes i september, og på Nakkholmen i september og juni.



Figur 13. Utbredelsen av *Cladophora cf. albida*.

Cladophora rupestris (Linnaeus) Kützing 1843

Norsk artsnavn: Grønndusk

Forekomst: Arten ble identifisert fra høstinnsamlingen på Bygdøynes.

Tidligere funn: Larsen (1995) identifiserte ikke arten, men oppgir at han fant «mørkegrønne "avstumpende" eksemplarer med toppcelle over 80 µm» (s. 59). Dette kan muligens være *C. rupestris*.



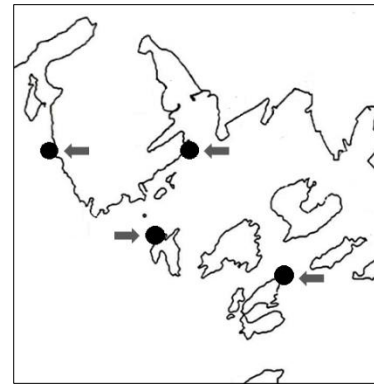
Figur 14. Utbredelsen av *Cladophora rupestris*.

***Cladophora* spp.** Kützing, 1843

Forekomst: Identifisert fra alle stasjoner både fra vår- og høsttinsamlingene, men bare fra høsttinsamlingen på Bygdøynes.

Tidligere funn: Larsen (1995) fant *Cladophora* sp. i juni på Bygdøy vest, i mars på Nakkholmen og i juni på Gressholmen. På Bygdøynes fant han også *Cladophora*-arter, men har artsbestemt disse.

Merknader: Algene ble bestemt til slekt for de fleste eksemplarer da det i mange tilfeller er vanskelig å skille de ulike *Cladophora*-artene fra hverandre ved hjelp av morfologiske trekk.



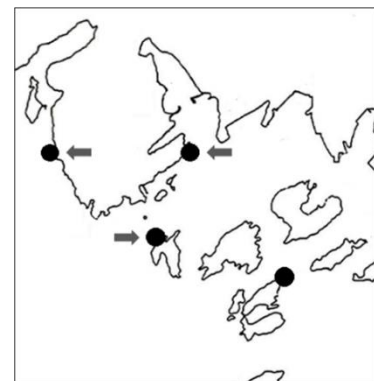
Figur 15. Utbredelsen av *Cladophora* spp.

Rhizoclonium riparium (Roth) Harvey 1849

Norsk artsnavn: Kryptråd

Forekomst: Funnet på alle stasjonene. Funnet på høsten på Bygdøy vest og Gressholmen, på våren på Bygdøynes, på vår og høst på Nakkholmen.

Tidligere funn: Funnet av Larsen (1995) på Bygdøy vest og Bygdøynes i september, og på Nakkholmen i september og juni.



Figur 16. Utbredelsen av *Rhizoclonium riparium*.

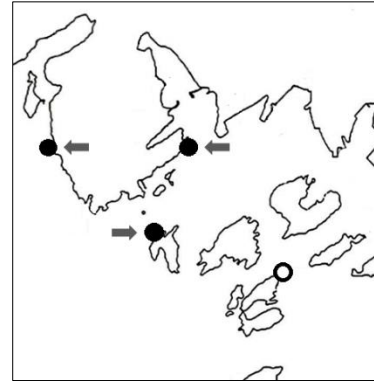
Ordenen: Ulotrichales
Familie: Monostromataceae

Monostroma grevillei (Thuret) Wittrock 1866

Norsk artsnavn: Vanlig grønnhinne

Forekomst: Funnet i vårinnsamlingen fra Bygdøy vest og Bygdøynes, og både vår og høst fra Nakkholmen.

Tidligere funn: Funnet av Larsen (1995) på Bygdøy vest i april, Bygdøynes i april og mai, og Nakkholmen i mars.



Figur 17. Utbredelsen av *Monostroma grevillei*.

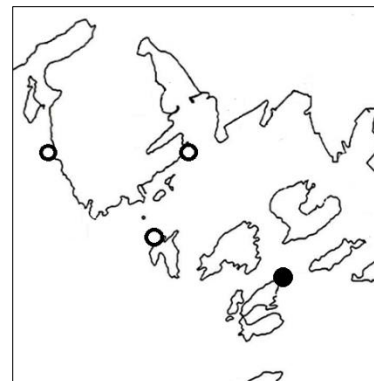
Familie: Ulotrichaceae

Protomonostroma undulatum (Wittrock) K. L. Vinogradova
1969

Norsk artsnavn: Bølget grønnhinne

Forekomst: Identifisert fra vårinnsamlingen ved Gressholmen.

Tidligere funn: Ikke funnet av Larsen (1995) i hans undersøkelse.



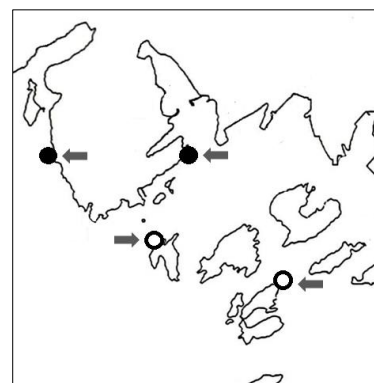
Figur 18. Utbredelsen av *Protomonostroma undulatum*.

***Ulothrix* spp** Kützing, 1833

Norsk artsnavn: Grønnhår

Forekomst: Identifisert fra vårinnsamlingen på Bygdøy vest og Bygdøynes.

Tidligere funn: Larsen fant *Ulothrix* spp på alle fire stasjonene. *Ulothrix* cf *flacca* ble funnet på Bygdøy vest i april,



Figur 19. Utbredelsen av *Ulothrix* spp.

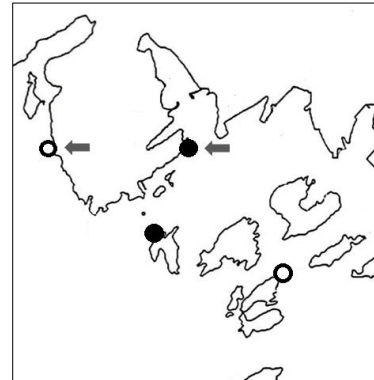
Nakkholmen i mars og Gressholmen i juni, mens *Ulothrix* sp ble funnet på Bygdøyenes i april og juni.

Merknader: Bestemt til slekt på grunn av overlappende morfologiske karakterer, som gjør det vanskelig å fastslå art i denne slekten.

***Urospora pencilliformis* (Roth) Areschoug 1874**

Forekomst: Funnet på Bygdøyenes på våren og Nakkholmen på høst.

Tidligere funn: Funnet av Larsen på Bygdøy vest i april og Bygdøyenes i april.

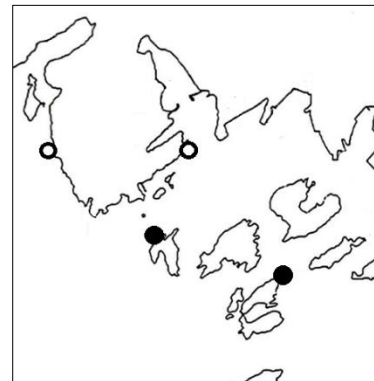


Figur 20. Utbredelsen av *Urospora pencilliformis*.

***Urospora wormskioldii* (Mertens) Rosenvinge 1893**

Forekomst: Funnet på Nakkholmen høst og vår, og på Gressholmen på våren.

Tidligere funn: Ingen funn av Larsen (1995).



Figur 21. Utbredelsen av *Urospora wormskioldii*.

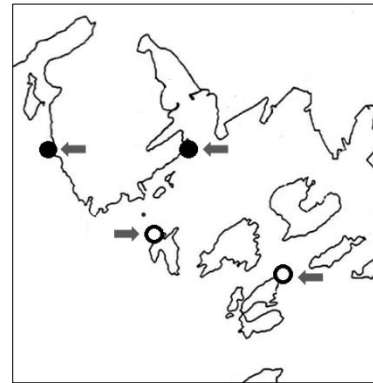
Orden: Ulvales
Familie: Kornmanniaceae

Blidingia minima (Nägeli ex Kützing) Kylin, 1947

Norsk artsnavn: Dvergtarmgrønske

Forekomst: Identifisert både vår og høst fra Bygdøy vest og Bygdøynes.

Tidligere funn: Funnet av Larsen (1995) på alle fire stasjonene. Arten ble identifisert fra innsamlingene hans i september og juni på Bygdøy vest, Bygdøynes og Gressholmen, og fra juni på Nakkholmen.



Figur 22. Utbredelsen av *Blidingia minima*.

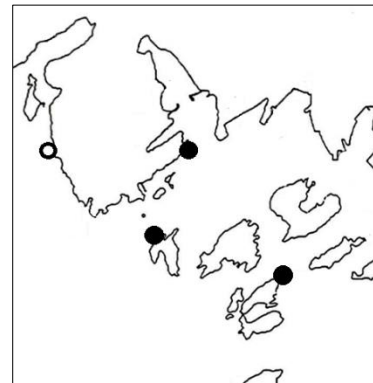
Familie: Ulvaceae

Ulva clathrata (Roth) C.Agardh 1811

Norsk artsnavn: Buskgrønske

Forekomst: Funnet i høstinnsamlingen fra Bygdøynes, Nakkholmen og Gressholmen.

Tidligere funn: Ikke identifisert av Larsen (1995), men han har identifisert eksemplarer til *Ulva* spp. på noen stasjoner. Det er dermed ikke helt sikkert at han ikke har funnet arten.



Figur 23. Utbredelsen av *Ulva clathrata*.

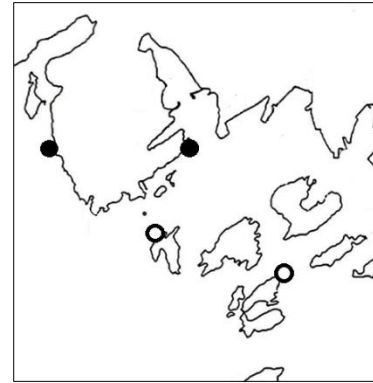
Ulva compressa Linnaeus 1753

Norsk artsnavn: Grenet tarmgrønnske

Forekomst: Funnet på høsten på Bygdøy vest og Bygdøynes.

Tidligere funn: Ikke identifisert av Larsen (1995), men han oppgir *U. compressa* som et synonym for *U. intestinalis*.

Larsen (1995) fant *U. Intestinalis* på alle stasjonene, og noen av disse individene kan ha vært *U. compressa*. I tillegg har han identifisert eksemplarer til *Ulva spp.* på noen stasjoner.



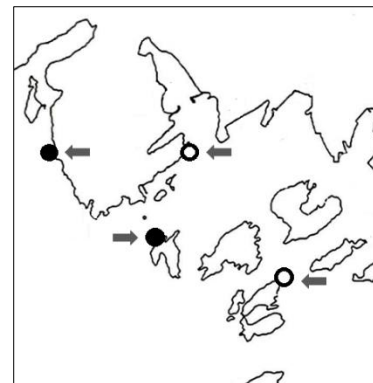
Figur 24. Utbredelsen av *Ulva compressa*.

Ulva fenestrata Postels & Ruprecht 1840

Norsk artsnavn: Havsalat

Forekomst: Funnet ved vårinnsamlingen på Bygdøy Vest, og i både høst- og vårinnsamlingen fra Nakkholmen.

Tidligere funn: Larsen fant *Ulva fenestrata* (ref. *Ulva lactuca*) på alle fire stasjonene. På Bygdøy vest ble den funnet i september, april og juni, og på Bygdøynes og Nakkholmen ble den funnet september, mai og juni. Den ble funnet på Gressholmen september og juni.

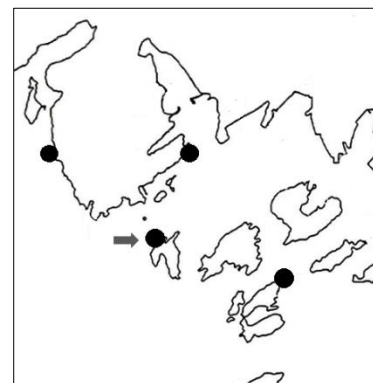


Figur 25. Utbredelsen av *Ulva fenestrata*.

Ulva flexuosa Wulfen 1803

Forekomst: Funnet ved høstinnsamlingen på Bygdøy vest, Bygdøynes og Nakkholmen, og ved vårinnsamlingen fra Gressholmen.

Tidligere funn: Funnet av Larsen (1995) på Nakkholmen i september.



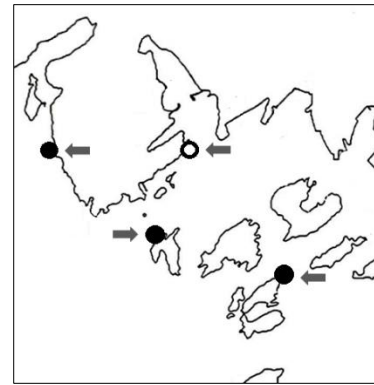
Figur 26. Utbredelsen av *Ulva flexuosa*.

Ulva intestinalis Linnaeus 1753

Norsk artsnavn: Tarmgrønske

Forekomst: Funnet på Bygdøy vest på høsten, og på Nakkholmen og Gressholmen høst og vår.

Tidligere funn: Larsen (1995) har funnet arten på alle stasjonene. På Bygdøy vest i september og juni, Bygdøynes i september, mai og juni, Nakkholmen i september, mars og juni og Gressholmen i september og juni.



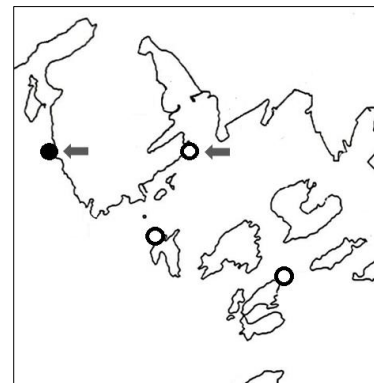
Figur 27. Utbredelsen av *Ulva intestinalis*.

Ulva linza Linnaeus 1753

Norsk artsnavn: Rysjegrønske

Forekomst: Funnet fra høstinnsamlingen ved Bygdøy Vest.

Tidligere funn: Funnet av Larsen (1995) på Bygdøy vest og Bygdøynes i juni.

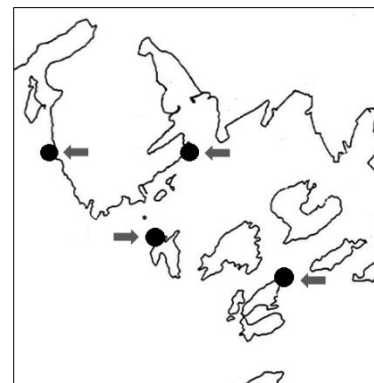


Figur 28. Utbredelsen av *Ulva linza*.

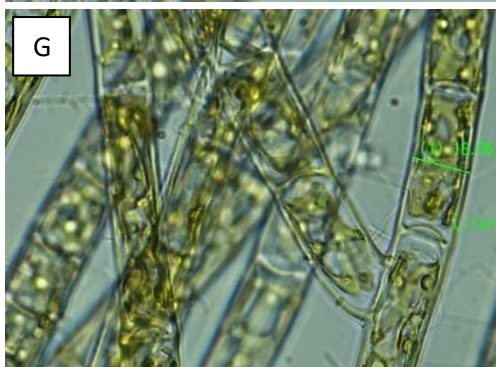
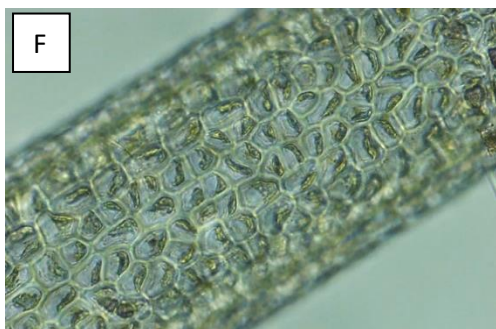
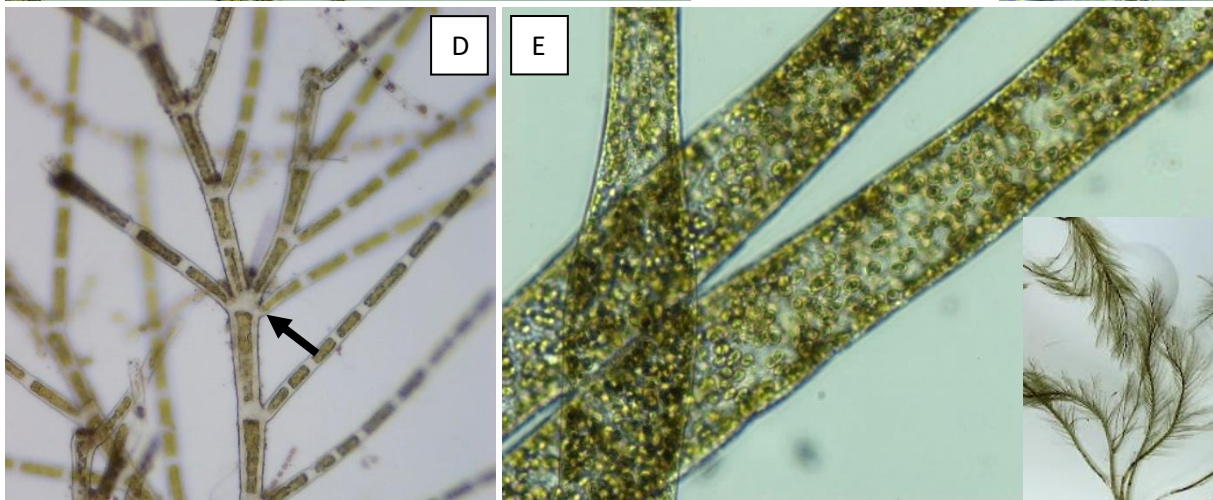
Ulva prolifera O.F.Müller 1778

Forekomst: Funnet på alle fire stasjonene, høst og vår på Bygdøy Vest, Nakkholmen og Gressholmen, og på høst på Bygdøynes.

Tidligere funn: Identifisert av Larsen (1995) på alle fire stasjoner. Funnet i september på Bygdøy vest, i juni på Bygdøynes og i september og juni på Nakkholmen og Gressholmen.



Figur 29. Utbredelsen av *Ulva prolifera*.



Plansje 1

A: *Ulva flexuosa* med en generasjons sidegrener.

B: Nærbilde av celler hos *Ulva clathrata*. Farget med jodløsning for å få frem pyrenoider. Flere enn tre per celle.

C: Snitt av *Ulva fenestrata* som viser at bladet er to cellelag tykt.

D: *Cladophora* sp. med typisk forgrening hvor sidegrener springer ut fra "skulderen" til cellen som bærer dem (se pil).

E: *Bryopsis hypnoides*, stort bilde viser at algen er sifonal. Innfelt bilde viser hvordan algen ser ut makroskopisk.

F: *Ulva intestinalis* med hetteformede kloroplaster.

G: Liten grønndott *Spongomorpha aeruginosa* med nettaktige kloroplaster.

FYLUM OCHROPHYTA

Klasse: Phaeophyceae

Orden: Ectocarpales

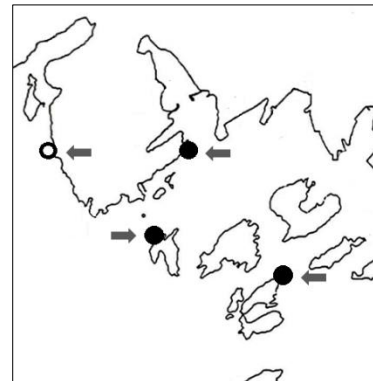
Familie: Acinetosporaceae

Pylaiella littoralis (Linnaeus) Kjellman 1872

Norsk artsnavn: Perlesli

Forekomst: Funnet på Bygdøynes på høsten, Nakkholmen på våren og Gressholmen både vår og høst.

Tidligere funn: Funnet av Larsen (1995) på alle fire stasjonene. På Bygdøyvest i september og juni, på Bygdøynes i april, på Nakkholmen i september, mars og juni og på Gressholmen i juni.



Figur 30. Utbredelsen av *Pylaiella littoralis*.

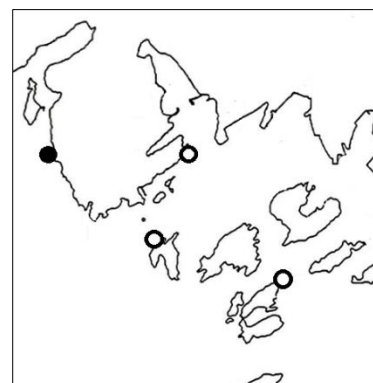
Familie: Chordariaceae

Asperococcus bullosus J.V.Lamouroux 1813

Norsk artsnavn: Bred vortesmökk

Forekomst: Funnet i vårinnsamlingen fra Bygdøy vest.

Tidligere funn: Ingen funn av Larsen (1995).



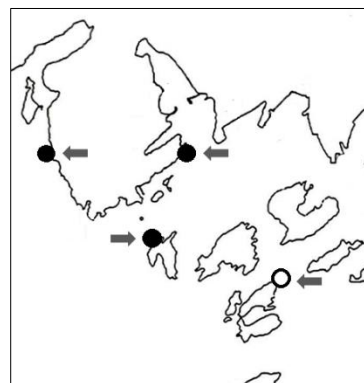
Figur 31. Utbredelsen av *Asperococcus bullosus*.

Dictyosiphon foeniculaceus (Hudson) Greville 1830

Norsk artsnavn: Finsveig

Forekomst: Funnet i vårinnsamlingen fra Bygdøy vest, og i høstinnsamlingen fra Bygdøynes og Nakkholmen.

Tidligere funn: Funnet av Larsen (1995) på alle stasjonene. Identifisert fra Bygdøy vest, Nakkholmen og Gressholmen i juni og Bygdøynes i september og juni.



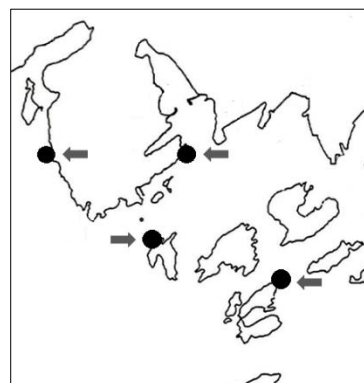
Figur 32. Utbredelsen av *Dictyosiphon foeniculaceus*.

Elachista fucicola (Velley) Areschoug 1842

Norsk artsnavn: Tanglo

Forekomst: Funnet på alle fire stasjonene. Identifisert på høsten fra Bygdøy vest og Nakkholmen, og både vår og høst fra Bygdøynes og Gressholmen.

Tidligere funn: Funnet av Larsen (1995) på Bygdøy vest i september, april og juni, på Bygdøynes i september, april, mai og juni og på Nakkholmen og Gressholmen i september og juni.



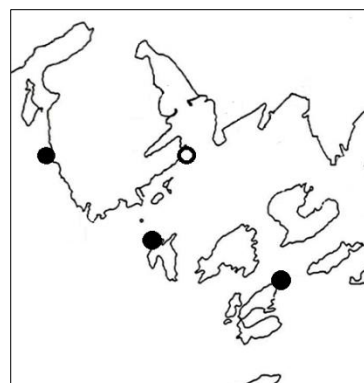
Figur 33. Utbredelsen av *Elachista fucicola*.

Punctaria plantaginea (Roth) Greville 1830

Norsk artsnavn: Prikk-tunge

Forekomst: Funnet på våren på Bygdøy vest, Nakkholmen og Gressholmen.

Tidligere funn: Ikke funnet av Larsen (1995) i hans studie.



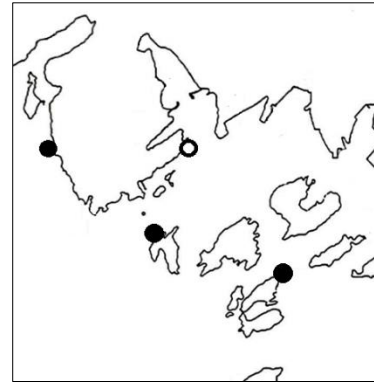
Figur 34. Utbredelsen av *Punctaria plantaginea*.

Stictyosiphon tortilis (Gobi) Areschoug ex Reinke 1889

Norsk artsnavn: Langcellet brunskjegg

Forekomst: Funnet på våren på Bygdøy vest, Nakkholmen og Gressholmen.

Tidligere funn: Ikke funnet av Larsen (1995) i hans studie.



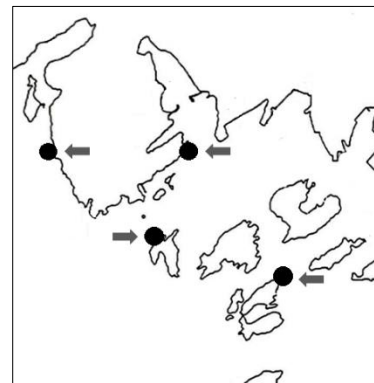
Figur 35. Utbredelsen av *Stictyosiphon tortilis*.

Familie: Ectocarpaceae

***Ectocarpus* spp** Lyngbye, 1819

Forekomst: Identifisert fra alle fire stasjonene. Funnet høst og vår på Bygdøy vest, Nakkholmen og Gressholmen, og vår på Bygdøyynes.

Tidligere funn: Funnet av Larsen (1995) på Bygdøy vest, Bygdøyynes og Nakkholmen. På Bygdøy vest ble *Ectocarpus* sp. identifisert i april og juni, og *Ectocarpus fasciculatus* i juni og september. På Bygdøyynes ble *Ectocarpus* sp. identifisert i april, *Ectocarpus fasciculatus* i juni og *Ectocarpus siliculosus* i september. På Nakkholmen ble *Ectocarpus* sp. identifisert i mars og *Ectocarpus fasciculatus* september og juni. På Gressholmen ble *Ectocarpus fasciculatus* identifisert i september og juni.



Figur 36. Utbredelsen av *Ectocarpus* spp.

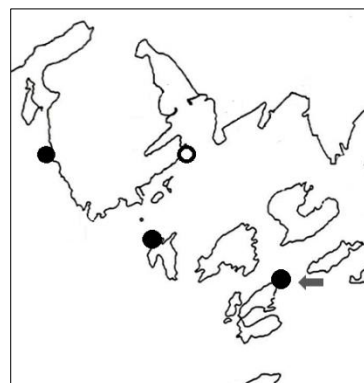
Merknader: I denne studien er alle eksemplarer av *Ectocarpus* bestemt til slekt, på grunn av vanskeligheter med å bestemme art med sikkerhet da morfologiske trekk noen ganger overlapper, eksemplarene ikke alltid var fertile eller morfologi som avviker fra nøklene. Larsen har i større grad artsbestemt sine eksemplarer.

Spongonema tomentosum (Hudson) Kützing 1849

Norsk artsnavn: Tvinnesli

Forekomst: Funnet på Bygdøy vest på høsten, Nakkholmen på våren og Gressholmen på høsten.

Tidligere funn: Funnet av Larsen (1995) på Gressholmen i juni.



Figur 37. Utbredelsen av *Spongonema tomentosum*.

Familie: Scytosiphonaceae

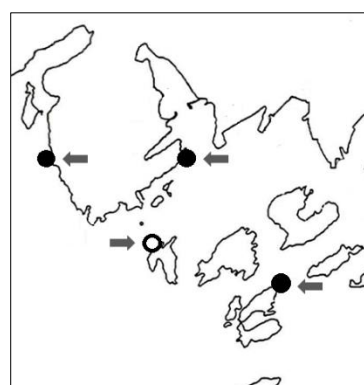
Scytosiphon lomentaria (Lyngbye) Link, nom. cons. 1833

Norsk artsnavn: Fjæreslo

Forekomst: Funnet på Bygdøy vest både høst og vår, og på våren på Bygdøynes og Gressholmen.

Tidligere funn: Funnet av Larsen (1995) på alle fire stasjonene.

På Bygdøy vest i juni, Bygdøynes i september, april, mai og juni, Nakkholmen i september og Gressholmen i september og juni.



Figur 38. Utbredelsen av *Scytosiphon lomentaria*.

Orden: Desmarestiales

Familie: Desmarestiaceae

Desmarestia aculeata (Linnaeus) J.V.Lamouroux

Norsk artsnavn: Vanlig kjerringhår

Forekomst: Funnet på Bygdøy vest i mai.

Tidligere funn: Ingen tidligere funn av Larsen (1995).



Figur 39. Utbredelsen av *Desmarestia aculeata*.

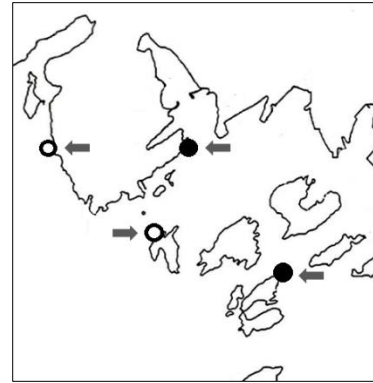
Desmarestia viridis (O.F.Müller) J.V.Lamouroux 1813

Norsk artsnavn: Mykt kjerringhår

Forekomst: Funnet i mai på Bygdøyenes og Gressholmen.

Tidligere funn: Funnet av Larsen (1995) på alle fire stasjonene.

Identifisert fra Bygdøy vest i april og juni, Bygdøyenes og Nakkholmen i mai og juni og Gressholmen i juni.



Figur 40. Utbredelsen av *Desmarestia viridis*.

Orden: Fucales

Familie: Fucaceae

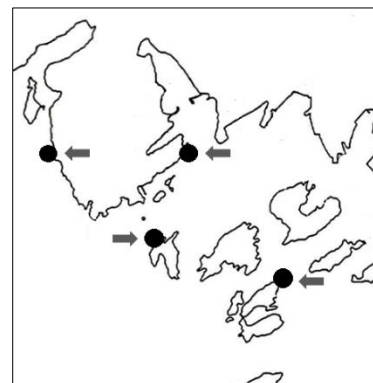
Fucus distichus subsp. evanescens (C.Agardh) H.T.Powell 1957

Norsk artsnavn: Gjelvtang

Forekomst: Funnet på alle stasjonene, vår og høst.

Tidligere funn: Funnet av Larsen (1995) på alle fire stasjonene.

Identifisert fra Bygdøy vest i september, april og juni, Bygdøyenes i september, april, mai og juni, Nakkholmen i september, mars, mai og juni og på Gressholmen i september og juni.



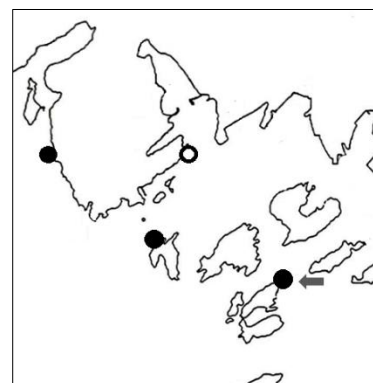
Figur 41. Utbredelsen av *Fucus distichus subsp.*

Fucus serratus Linnaeus 1753

Norsk artsnavn: Sagtang

Forekomst: Funnet på Bygdøy vest, Nakkholmen og Gressholmen i mai og august.

Tidligere funn: Funnet av Larsen (1995) på Gressholmen i september og juni.



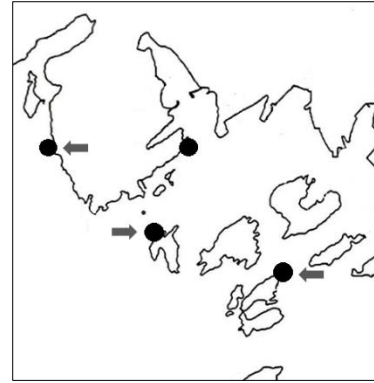
Figur 42. Utbredelsen av *Fucus serratus*.

Fucus spiralis Linnaeus 1753

Norsk artsnavn: Spiraltang

Forekomst: Funnet på alle fire stasjonene. Identifisert fra høst og vår på Bygdøy vest og bare høst på Bygdøynes, Nakkholmen og Gressholmen.

Tidligere funn: Funnet av Larsen (1995) på Bygdøy vest og Gressholmen i september og juni og på Nakkholmen i september, mars, mai og juni.



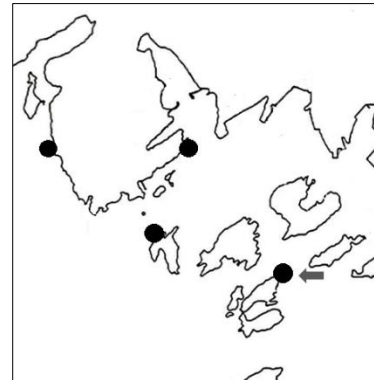
Figur 43. Utbredelsen av *Fucus spiralis*.

Fucus vesiculosus Linnaeus 1753

Norsk artsnavn: Blæretang

Forekomst: Funnet på alle fire stasjonene, vår og høst.

Tidligere funn: Funnet av Larsen (1995) på Gressholmen i september



Figur 44. Utbredelsen av *Fucus vesiculosus*.

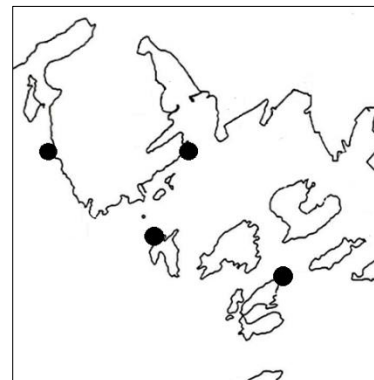
Familie: Sargassaceae

Sargassum muticum (Yendo) Fensholt 1955

Norsk artsnavn: Japansk drivtang

Forekomst: Funnet på alle fire stasjonene både på vår og høst.

Tidligere funn: Ingen funn av Larsen (1995).



Figur 45. Utbredelsen av *Sargassum muticum*.

Orden: Sphacelariales
Familie: Sphacelariaceae

Chaetopteris plumosa (Lyngbye) Kützing 1843

Norsk artsnavn: Fjæretufs, brunfjær

Forekomst: Funnet på Gressholmen i august.

Tidligere funn: Ingen funn av Larsen (1995).



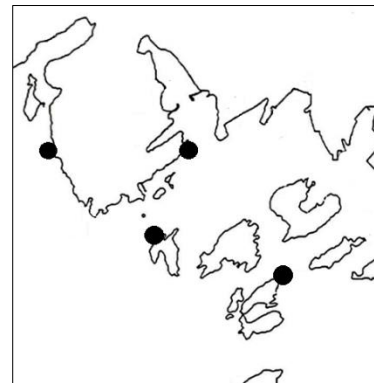
Figur 46. Utbredelsen av *Chaetopteris plumosa*.

Sphacelaria cirrosa (Roth) C.Agardh 1824

Norsk artsnavn: Bruntufs

Forekomst: Funnet på alle fire stasjonene. Identifisert fra Bygdøy vest, Nakkholmen og Gressholmen både vår og høst, og fra Bygdøynes bare på høsten.

Tidligere funn: Ingen tidligere funn av Larsen (1995).



Figur 47. Utbredelsen av *Sphacelaria cirrosa*.

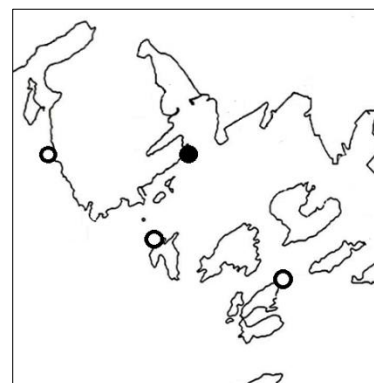
Familie: Stypocaulaceae

Protohalopteris radicans (Dillwyn) Draisma, Prud'homme & H.

Kawai 2010

Forekomst: Funnet på Bygdøynes

Tidligere funn: Ingen funn av Larsen (1995).



Figur 48. Utbredelsen av *Protohalopteris radicans*.

Orden: Stschapoviales

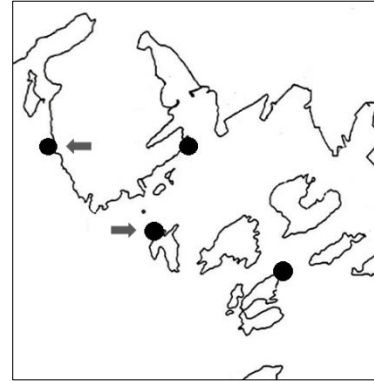
Familie: Halosiphonaceae

Halosiphon tomentosus (Lyngbye) Jaasund 1957

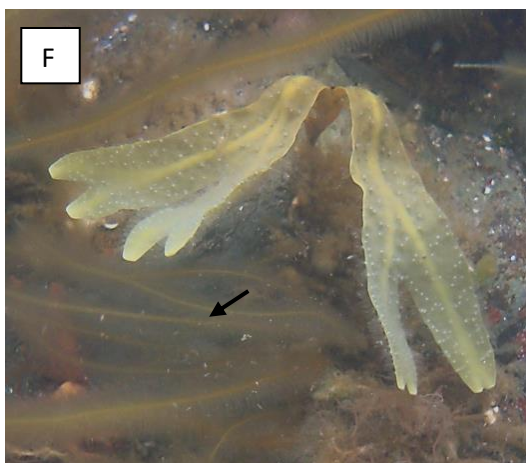
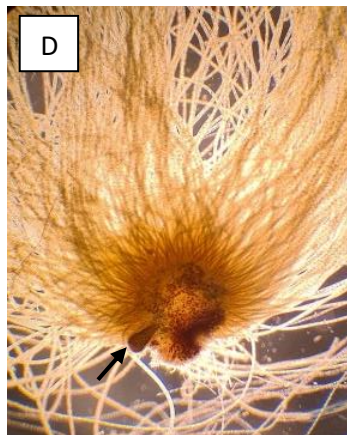
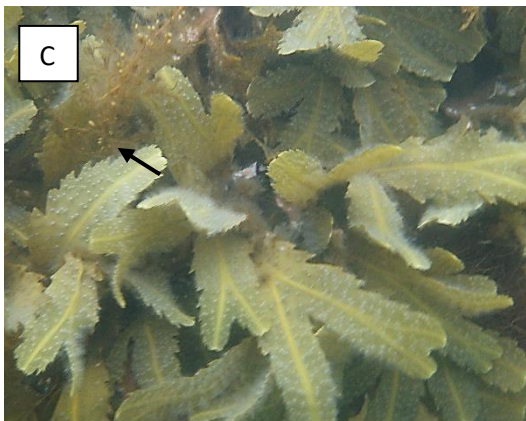
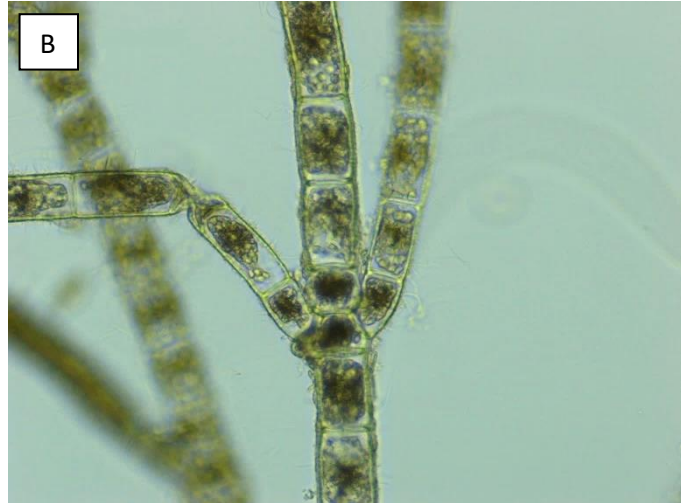
Norsk artsnavn: Lodnetaum

Forekomst: Funnet i vårinnsamlingen fra alle fire stasjonene.

Tidligere funn: Larsen har funnet arten (ref. *Chorda tomentosa*) på Bygdøy vest og Nakkholmen.



Figur 49. Utbredelsen av *Halosiphon tomentosus*.



Plansje 2

A: Spiraltang (*Fucus spiralis*) som vokser øverst i litoralsonen.

B: *Pylaiella littoralis* med motsett forgreining.

C: Sagtang (*Fucus serratus*) som vokser sammen med Japansk drivtang (*Sargassum muticum*) (se pil).

D: *Elachista fucicola* med unilokulært zoidangium (se pil).

E: *Sphacelaria cirrosa*. Bildet viser karakteristisk propagule med tre grener og ett brunalgehår (se pil).

F: Blæretang (*Fucus vesiculosus*) (blæreløs) som vokser sammen med *Halosiphon tomentosus* (se pil).

FYLUM RHODOPHYTA

Klasse: Bangiophyceae

Orden: Bangiales

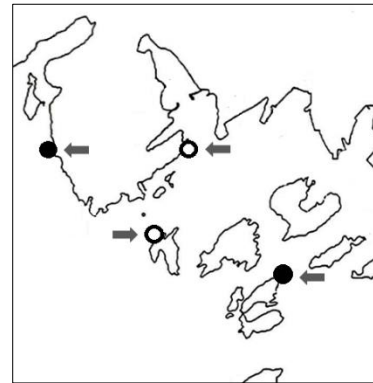
Familie: Bangiaceae

Porphyra spp. C. Agardh, 1824

Forekomst: Funnet i august på Bygdøy vest, og i mai på Gressholmen.

Tidligere funn: Larsen (1995) fant *Porphyra* sp på Bygdøy vest i september og på Gressholmen i juni. Han identifiserte også *Porphyra* cf. *purpurea* på Bygdøy vest og Nakkholmen i september, og på Bygdøynes i september og juni.

Merknad: Bestemt til slekt på grunn av vanskeligheter med å skille arter på morfologiske trekk.



Figur 50. Utbredelsen av *Porphyra* spp.

Klasse: Compsopogonophyceae

Orden: Erythropeltales

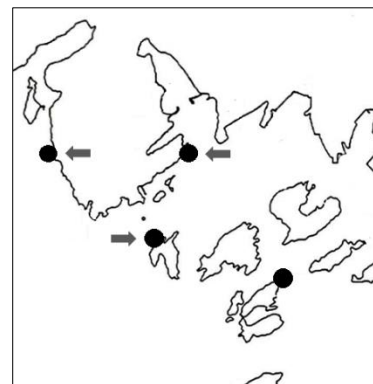
Familie: Erythrotrichiaceae

Erythrotrichia carnea (Dillwyn) J. Agardh 1883

Norsk artsnavn: Rød stjerneråd

Forekomst: Funnet på alle fire stasjonene. Funnet i august på Bygdøy vest og Bygdøynes, og både i mai og august på Nakkholmen og Gressholmen.

Tidligere funn: Funnet av Larsen (1995) på Bygdøy vest og Nakkholmen i september og juni, og på Bygdøynes i september.



Figur 51. Utbredelsen av *Erythrotrichia carnea*.

Erythrotrichia reflexa (P.Crouan & H.Crouan) Thuret ex De Toni 1897

Forekomst: Funnet i august på Bygdøynes.

Tidligere funn: Ingen tidligere funn av Larsen (1995).

Merknader: Skilles fra *E. carnea* ved at *E. carnea* alltid er enradede og ugrenede tråder, mens *E. reflexa* kan ha lengdedelinger i midterste del av eldre tråder og dermed ha to til fire rader der. *E. reflexa* kan også være forgrenet nær basis (Nielsen & Lundsten, 2019a).



Figur 52. Utbredelsen av *Erythrotrichia reflexa*.

Klasse: Florideophyceae

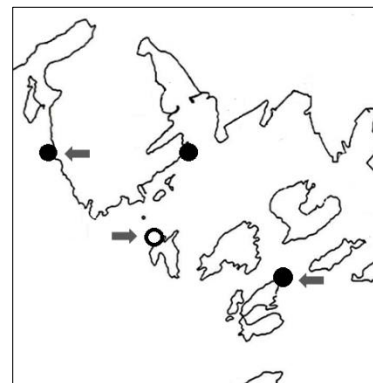
Orden: Acrochaetiales

Familie: Acrochaetiaceae

***Acrochaetium* sp.** Nägeli, 1858

Forekomst: Funnet på Bygdøy vest og Gressholmen vår og høst, og Bygdøynes på høsten

Tidligere funn: Larsen (1995) fant tilsvarende arter (ref. *Audouinella* sp.) på Bygdøy vest, Nakkholmen og Gressholmen i september. Larsen har også identifisert *Acrochaetium* cf. *secundatum* (ref *Audouinella* cf. *secundata* og *Audouinella* cf. *virgatula*) på Bygdøy vest, Nakkholmen og Gressholmen i juni



Figur 53. Utbredelsen av *Acrochaetium* sp.

Merknader: I denne studien er slike alger bestemt ned til slekt, da det er veldig vanskelig å skille mellom de ulike artene i denne slekten. Larsen har gjort det samme, men har også bestemt artene *Acrochaetium* cf. *secundatum* og *Acrochaetium* cf. *virgatula* (ref. *Audouinella* cf. *secundata* og *Audouinella* cf. *virgatula*) som nå anses som samme art.

Orden: Ahnfeltiales

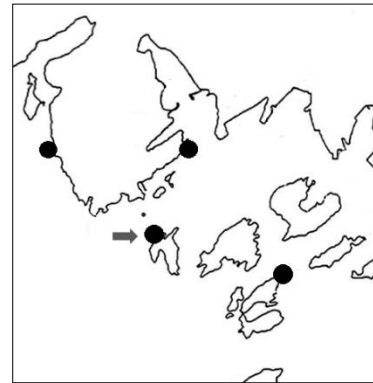
Familie: Ahnfeltiaceae

Ahnfeltia plicata (Hudson) E. M. Fries 1836

Norsk artsnavn: Sjørøris

Forekomst: Funnet i mai og august på alle fire stasjonene.

Tidligere funn: Funnet av Larsen (1995) på Nakkholmen i september og juni.



Figur 54. Utbredelsen av *Ahnfeltia plicata*.

Orden: Ceramiales

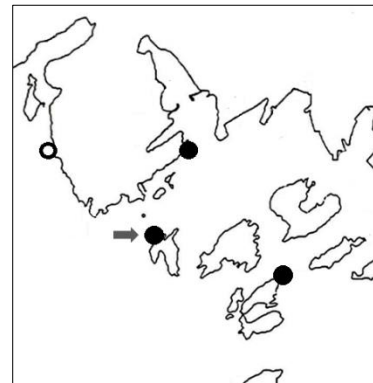
Familie: Callithamniaceae

Callithamnion corymbosum (Smith) Lyngbye 1819

Norsk artsnavn: Gaffelgrenet havpryd

Forekomst: Funnet på Bygdøynes vår, og både vår og høst på Nakkholmen og Gressholmen.

Tidligere funn: Funnet av Larsen (1995) på Nakkholmen i september og juni.



Figur 55. Utbredelsen av *Callithamnion corymbosum*.

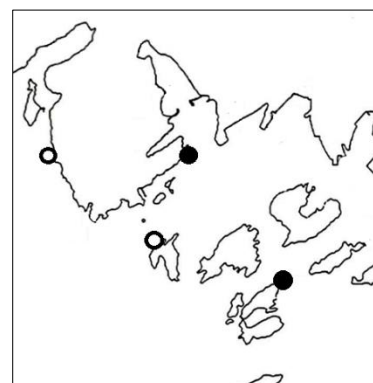
Familie: Ceramiaceae

Antithamnion cruciatum (C.Agardh) Nägeli 184

Norsk navn: Knippehavdun

Forekomst: Funnet på Bygdøynes høst og vår, og Gressholmen høst.

Tidligere funn: Ingen tidligere funn av Larsen (1995).



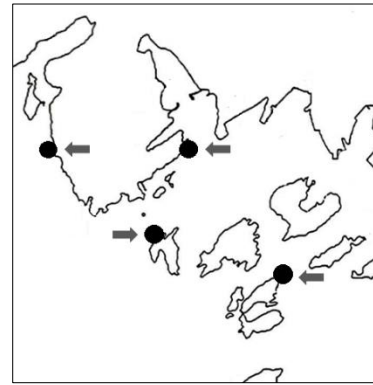
Figur 56. Utbredelsen av *Antithamnion cruciatum*.

Ceramium tenuicorne (Kützing) Waern 1952

Norsk artsnavn: Tynn rekeklo

Forekomst: Funnet på alle fire stasjonene. Identifisert fra Bygdøy vest på våren, fra Bygdøyenes og Nakkholmen både vår og høst, og fra Gressholmen høst.

Tidligere funn: Funnet av Larsen (1995) på alle fire stasjonene (ref *Ceramium strictum*). Funnet på Bygdøy vest i juni, Bygdøyenes i september, Nakkholmen i september og juni og Gressholmen i juni.



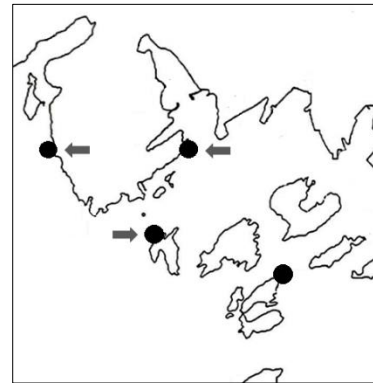
Figur 57. Utbredelsen av *Ceramium tenuicorne*.

Ceramium virgatum Roth 1797

Norsk artsnavn: Vanlig rekeklo

Forekomst: Funnet høst og vår på alle fire stasjonene.

Tidligere funn: Funnet av Larsen (1995) (ref. *Ceramium nodulosum* og *Ceramium rubrum* som nå er ansett som samme art) på Bygdøy vest i juni, Bygdøyenes i september og Nakkholmen i september, mars og juni.



Figur 58. Utbredelsen av *Ceramium virgatum*.

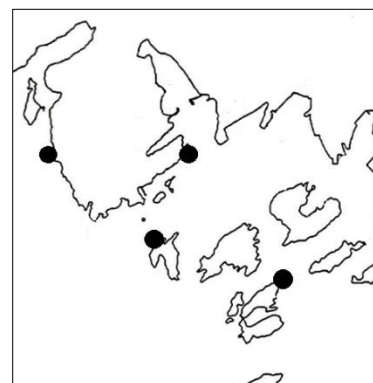
Familie: Delesseriaceae

Dasya pedicellata C. Agardh 1824

Norsk artsnavn: Strømgarn

Forekomst: Funnet i august på alle fire stasjonene.

Tidligere funn: Ingen tidligere funn av Larsen (1995).



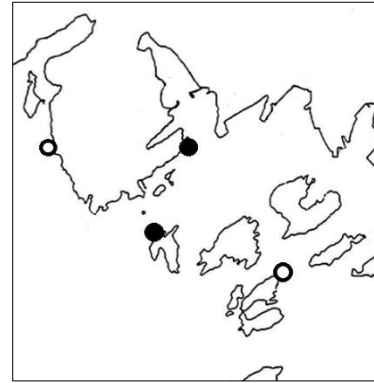
Figur 59. Utbredelsen av *Dasya pedicellata*.

Dasysiphonia japonica (Yendo) H.-S.Kim 2012

Norsk artsnavn: Japansk sjølyng

Forekomst: Funnet i mai på Bygdøyenes og Nakkholmen.

Tidligere funn: Ingen funn av Larsen (1995).



Figur 60. Utbredelsen av *Dasysiphonia japonica*.

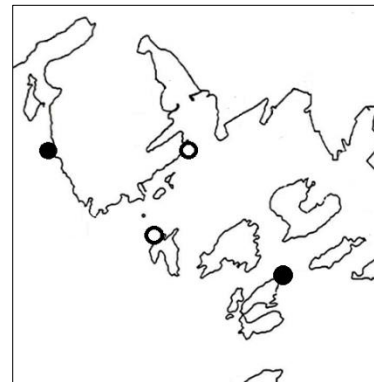
Familie: Rhodomelaceae

Carradoriella elongata (Hudson) Savoie & G.W.Saunders 2019

Norsk artsnavn: Stilkdokka

Forekomst: Funnet på Bygdøy vest og Gressholmen i august.

Tidligere funn: Ikke funnet av Larsen (1995).



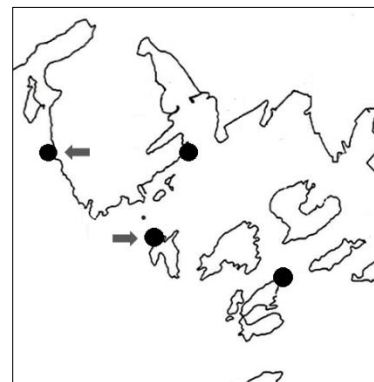
Figur 61. Utbredelsen av *Carradoriella elongata*.

Leptosiphonia fibrillosa (Agardh) Savoie & G.W.Saunders 2019

Norsk artsnavn: Tangdokka

Forekomst: Funnet i mai og august på alle fire stasjonene.

Tidligere funn: Funnet av Larsen (1995) (ref. *Polysiphonia fibrillosa*) på Bygdøy vest i september, og på Nakkholmen i juni.

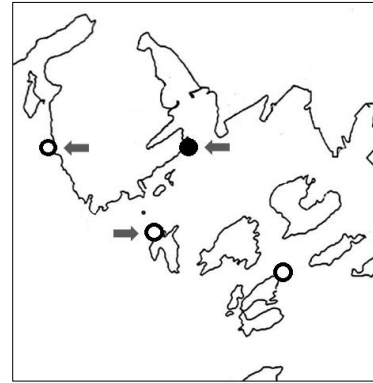


Figur 62. Utbredelsen av *Leptosiphonia fibrillosa*.

Melanothamnus harveyi (Bailey) Díaz-Tapia & Maggs 2017

Forekomst: Funnet i august på Bygdøy vest.

Tidligere funn: Funnet av Larsen (1995) (ref. *Polysiphonia harveyi*) på Bygdøy vest i september og april, på Bygdøynes i september, og på Nakkholmen i september og juni.



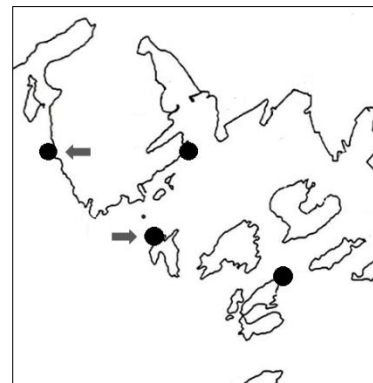
Figur 63. Utbredelsen av *Melanothamnus harveyi*.

Polysiphonia stricta (Mertens ex Dillwyn) Greville 1824

Norsk artsnavn: Røddokke

Forekomst: Funnet på alle fire stasjonene. Funnet på Bygdøy vest og Gressholmen i mai, og på Bygdøynes og Nakkholmen i mai og august.

Tidligere funn: Funnet av Larsen (1995) på Bygdøy vest i juni og Nakkholmen i mars og juni.



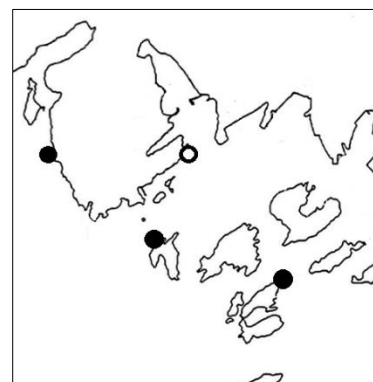
Figur 64. Utbredelsen av *Polysiphonia stricta*.

Rhodomela confervoides (Hudson) P.C.Silva 1952

Norsk artsnavn: Teinebusk

Forekomst: Funnet i mai på Bygdøy vest, Nakkholmen og Gressholmen.

Tidligere funn: Ingen tidligere funn av Larsen (1995).



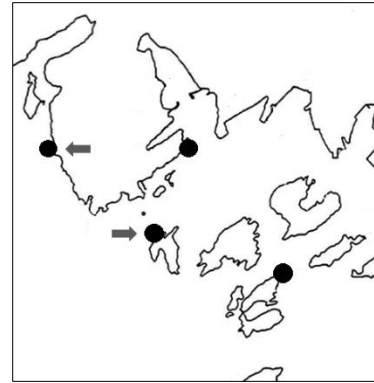
Figur 65. Utbredelsen av *Rhodomela confervoides*.

Vertebrata fucoides (Hudson) Kuntze 1891

Norsk artsnavn: Svartdøkke

Forekomst: Funnet på alle fire stasjonene i mai og august.

Tidligere funn: Funnet av Larsen (1995, ref. *Polysiphonia fucoides*) på Bygdøy vest i juni og på Nakkholmen i september og juni.



Figur 66. Utbredelsen av *Vertebrata fucoides*.

Orden: Gigartinales

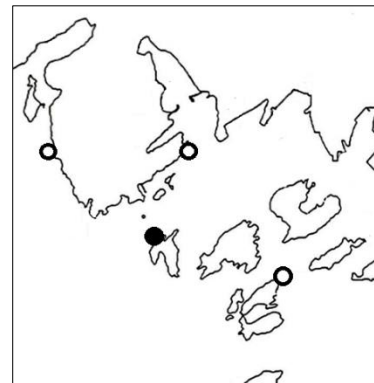
Familie: Cystocloniaceae

Cystoclonium purpureum (Hudson) Batters 1902

Norsk artsnavn: Fiskeløk

Forekomst: Funnet på Nakkholmen i mai.

Tidligere funn: Ingen tidligere funn av Larsen (1995).



Figur 67. Utbredelsen av *Cystoclonium purpureum*.

Familie: Dumontiaceae

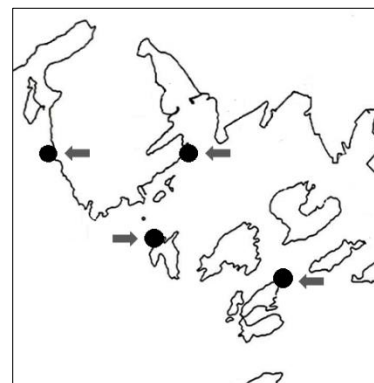
Dumontia contorta (S. G. Gmelin) Ruprecht 1850

Norsk artsnavn: Bendelsleipe

Forekomst: Funnet i mai på alle fire stasjonene.

Tidligere funn: Funnet av Larsen (1995) på alle fire stasjonene.

Funnet på Bygdøy vest i september, april og juni, på Bygdøynes i september, april mai og juni, på Nakkholmen i september, mars og juni og på Gressholmen i september og juni.



Figur 68. Utbredelsen av *Dumontia contorta*.

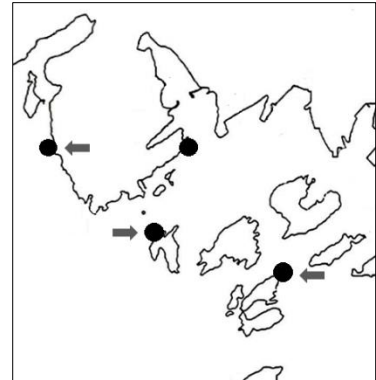
Familie: Gigartinaceae

Chondrus crispus Stackhouse 1797

Norsk artsnavn: Krusflik

Forekomst: Funnet i august og mai på alle fire stasjonene.

Tidligere funn: Funnet av Larsen (1995) på Bygdøy vest i september, april og juni, på Nakkholmen i september, mars og juni, og på Gressholmen i september og juni.



Figur 69. Utbredelsen av *Chondrus crispus*.

Familie: Polyidaceae

Polyides rotunda (Hudson) Gaillon 1828

Norsk artsnavn: Rødkluft

Forekomst: Funnet på Bygdøy vest i mai.

Tidligere funn: Ingen funn av Larsen (1995).



Figur 70. Utbredelsen av *Polyides rotunda*.

Orden: Hildenbrandiales

Familie: Hildenbrandiaceae

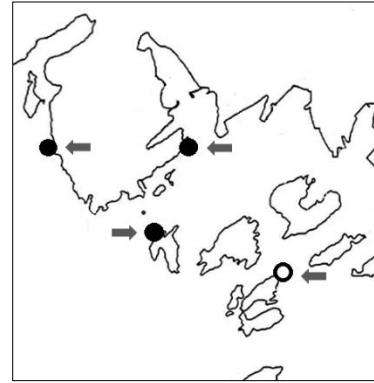
Hildenbrandia rubra (Sommerfelt) Meneghini 1841

Norsk artsnavn: Fjæreblod

Forekomst: Funnet på alle stasjonene bade i mai og i august.

Tidligere funn: Funnet av Larsen (1995) på alle fire stasjonene.

Funnet på Bygdøy vest i september, Bygdøynes i juni, og Nakkholmen og Gressholmen i september og juni.



Figur 71. Utbredelsen av *Hildenbrandia rubra*.

Orden: Rhodymeniales

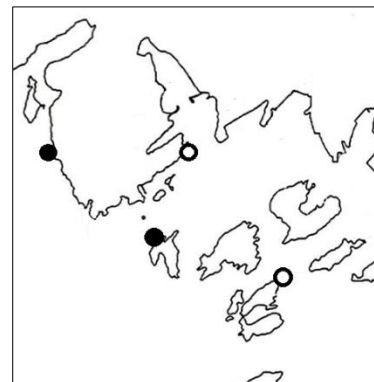
Familie: Lomentariaceae

Lomentaria clavellosa (Lightfoot ex Turner) Gaillon 1828

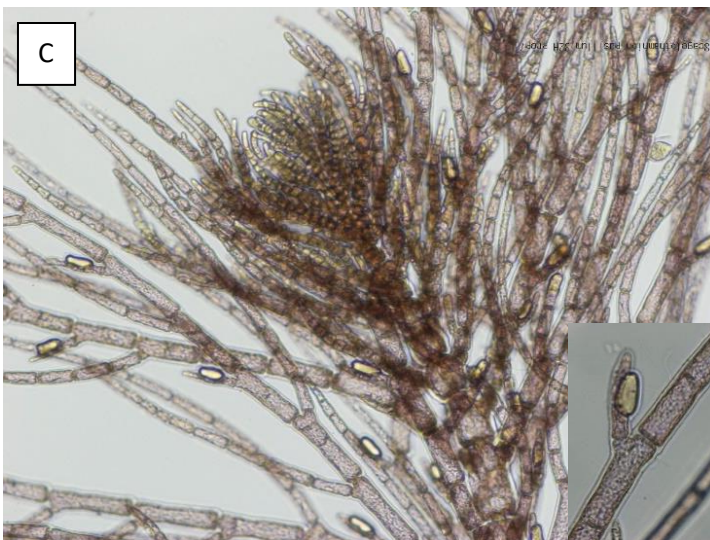
Norsk artsnavn: Vanlig rosenrør

Forekomst: Funnet i mai på Bygdøy vest og på Nakkholmen.

Tidligere funn: Ingen funn av Larsen (1995).



Figur 72. Utbredelsen av *Lomentaria clavellosa*.



Plansje 3

A: *Ceramium tenuicorne* med karposporangier (pil)

B: *Dasya pedicellata* med innfelt bilde av cystokarper (øverst) og stichidier (nederst)

C: *Antithamnion cruciatum* med innfelt bilde av kjertelcelle som går over tre celler.

D: *Melanothamnus harveyi* med innfelt nærbilde av kloroplastene som ligger langs indre kant i cellene.

3.4 Oversikt over taksa, fordeling og artssammensetning

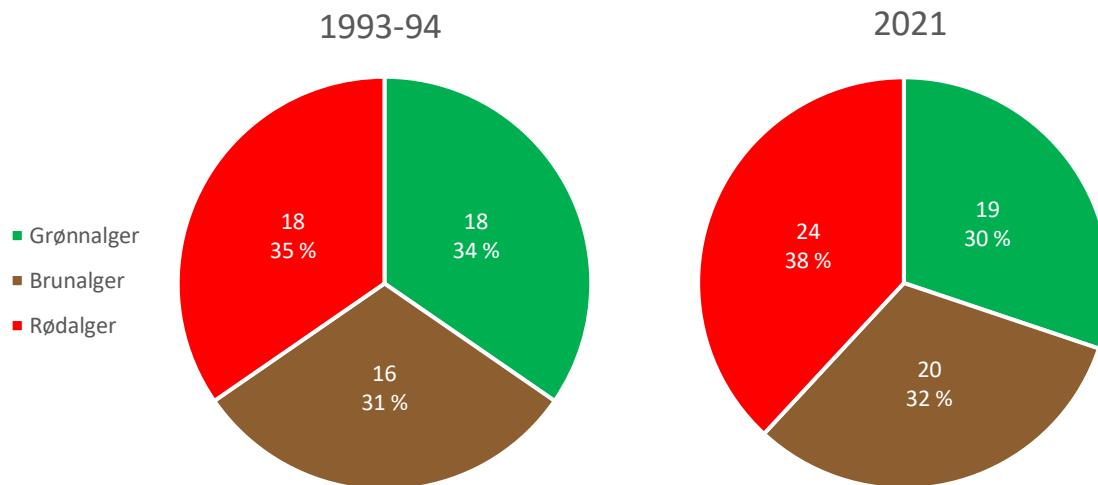
3.4.1 Sammenligning av totale taksa mellom 1993-94 og 2021

I denne studien er det funnet totalt 66 algearter, mens det i Larsens (1995) studie ble funnet til sammen 61 algearter. For å best mulig kunne sammenligne denne studiens fordeling av algegrupper og taksa med Larsens (1995) studie, er det gjort noen modifiseringer slik at artslistene korrelerer bedre med hverandre. Alle skorpealger Larsen har identifisert har blitt slått sammen til fellesbetegnelsen «Skorpeformende alger», da det i denne studien ikke har blitt artsbestemt noen skorpeformende alger, bortsett fra *Hildenbrandia rubra*. I tillegg har noen alger i begge studiene blitt bestemt til slektsnivå på grunn av utfordringer med artsbestemmelsen. I disse tilfellene har tilsvarende arter fra den andre sin studie blitt slått sammen til slekt for at det ikke skal slå skeivt ut i sammenligningen. Dette gjelder slektene *Ectocarpus*, *Acrochaetium*, *Porphyra*, *Ulothrix* og *Cladophora*. Når det kommer til *Cladophora*-artene har *Cladophora rupestris* blitt bestemt i denne studien, da denne har karaktertrekk som skiller seg nokså tydelig fra de andre *Cladophora*-artene. Larsen har ikke artsbestemt denne, men beskriver at han har funnet *Cladophora*-individer med karaktertrekk som antyder at det kan være *C. rupestris* han har funnet. Derfor har også denne arten blitt tatt med under fellesbetegnelsen «*Cladophora* spp.». *Ulva intestinalis* og *Ulva compressa* ble også slått sammen i denne studien, fordi Larsen (1995) har beskrevet *U. compressa* som et synonym av *U. intestinalis*, og dermed har bestemt disse som én art.

Med disse modifiseringene har det i denne studien blitt identifisert 63 ulike algearter. Larsen (1995) fant til sammenligning 52 ulike algearter ved de samme stasjonene i 1993-1994. Antallet går så mye ned for Larsens (1995) undersøkelse på grunn av skorpealgene han identifiserte. I tillegg har han oftere identifisert alger fra slektene nevnt over til lavere taksonomisk nivå enn det jeg fant hensiktsmessig. Som tidligere nevnt, bestemte jeg noen av artene bare til slekt, på grunn av den store usikkerheten som er knyttet til den varierende morfologien til disse artene, samt vanskeligheter med å skille arter fra hverandre innen samme slekt.

Fordelingen mellom rød-, brun- og grønnalger er nokså lik for begge studiene, men i denne studien ble det funnet en liten overvekt av rødalger i forhold til de to andre hovedgruppene

(Figur 73). Larsen fant like mange arter av rødalger som av grønnalger, men han fant en større prosentandel grønnalger enn det som ble funnet i denne studien.



Figur 73. Antall arter funnet innenfor hver av de tre hovedgruppene av alger: Grønnalger (markert i grønt), brunalger (markert i brunt), og rødalger (markert i rødt). En prosentandel av totalt antall arter er vist for hver av algegruppene. Kakediagrammet til venstre viser fordelingen i Larsen sine studier fra 1993-94, mens kakediagrammet til høyre viser denne studien (2021).

I denne studien ble det identifisert 24 arter som Larsen (1995) ikke fant i 1993-94. Larsen identifiserte dog 16 arter som ikke er identifisert i denne studien (Tabell 3). Dette er når ingen modifiseringer i artslisten er gjort, bortsett fra at alle skorpeformede alger er slått sammen. Til sammen er det 41 felles arter som har blitt funnet i begge studiene. Det kan også her være hensiktsmessig å slå sammen arter hvor en av oss, eller begge har hatt utfordringer med identifiseringen. Med disse endringene har Larsen (1995) funnet 9 arter som jeg ikke har registrert, mens jeg har funnet 21 arter som han ikke har registrert.

Tabell 3. Oversikt over arter som bare er funnet i enten denne studien, eller i Larsens (1995) studie fra 1993-94. Ordnet etter algegruppe, og deretter alfabetisk. I kolonnen til venstre er det listet arter som er identifisert i Larsen (1995) sin studie, men som ikke gjenfunnet i denne. I høyre kolonne er det listet arter som er identifisert i denne studien, men ikke registrert av Larsen (1995). Det er bare skorpealgene som er slått sammen til fellesbetegnelser. Alle andre arter som en av oss mangler er tatt med. Arter som har blitt slått sammen til slekter i den modifiserte listen er oppført i parentes.

1993-94

Grønnalger:

Chaetomorpha ligustica

(*Cladophora* cf. *sericea*)

(*Cladophora* cf. *vagabunda*)

Codium fragile

Prasiola stipitata

Ulothrix cf. *flacca*)

Brunalger:

(*Ectocarpus fasciculatus*)

(*Ectocarpus siliculosus*)

Hincksia sandriana

Petalonia fascia

Saccharina latissima

Rødalger:

(*Acrochaetium* cf. *virgutulum*)

Bangia atropurpurea

(*Porphyra* cf. *purpurea*)

Scagelia sp.

Stylonema alsidii

2021

Grønnalger:

Chaetomorpha aerea

(*Cladophora rupestris*)

Derbesia marina

Protomonostroma undulatum

(*Ulva clathrata*)

(*Ulva compressa*)

Urospora wormskioldi

Brunalger:

Asperococcus bullosus

Chaetopteris plumosa

Desmarestia aculeata

Protohalopteris radicans

Punctaria plantaginea

Sargassum muticum

Sphacelaria cirrosa

Stictyosiphon tortilis

Rødalger:

Antithamnion cruciatum

Carradoriella elongata

Cystoclonium purpureum

Dasya pedicellata

Dasysiphonia japonica

Erythrotrichia reflexa

Lomentaria clavellosa

Polyides rotunda

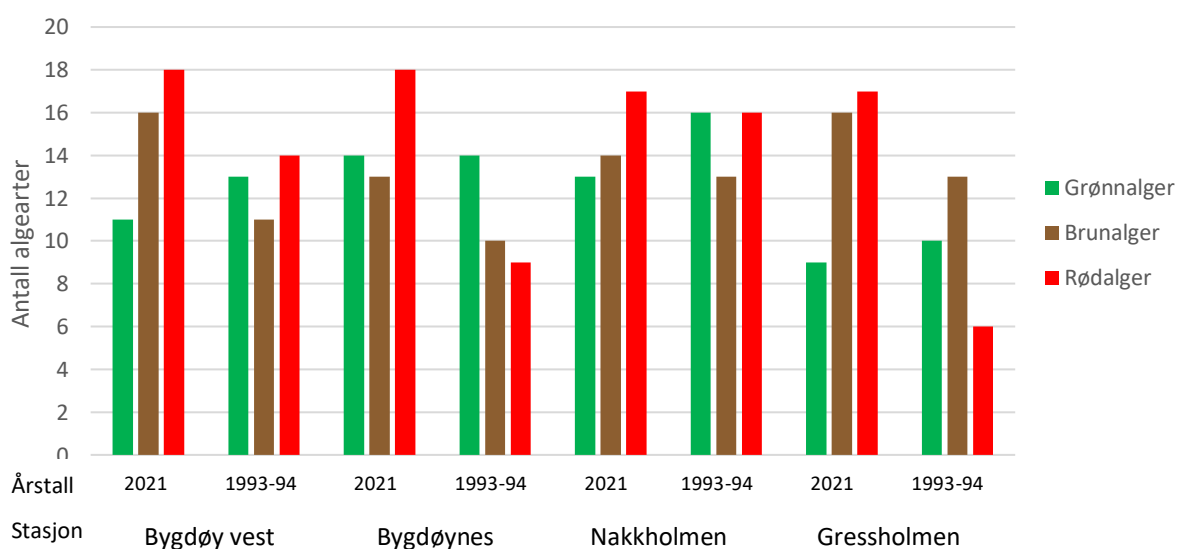
Rhodomela confervoides

3.4.2 Antall algetaksa på hver stasjon

Antall taksa (arter og/eller slekter) funnet på hver av stasjonene, samt hvordan disse fordeler seg mellom rød-, brun- og grønnalger, har endret seg fra Larsens (1995) undersøkelse i 1993-94. Størst er endringen i antall taksa tilhørende rødalger. Her er det en økning fra Larsens studie fra 1993-94 til denne studien, for alle stasjonene (Tabell 4, Figur 74). Økningen gjelder særlig for Gressholmen hvor antallet er nesten tredoblet, og for Bygdøyenes hvor antallet er doblet. Antall brunalgetaksa har også økt noe fra 1993-94 til 2021 på alle stasjonene, med størst økning på Bygdøy vest hvor det er fem taksa mer i denne studien, sammenlignet med Larsens (1995). Antall grønnalger har gått ned et lite antall fra 1993-94 på hver stasjon, bortsett fra på Bygdøyenes hvor det ble funnet like mange grønnalgetaksa i hver undersøkelse.

Tabell 4. Oversikt over antall taksa funnet ved hver av stasjonene, inndelt etter de hovedgruppene alger: grønnalger, brunalger og rødalger. Hver stasjon er delt inn i to kolonner hvor den venstre kolonnen viser antall taksa i denne studien, mens den høyre kolonnen viser antall taksa i Larsens studie (1995) fra 1993-93.

	Bygdøy vest		Bygdøyenes		Nakkholmen		Gressholmen	
	2021	1993-94	2021	1993-94	2021	1993-94	2021	1993-94
Grønnalger	11	13	14	14	13	16	9	10
Brunalger	16	11	13	10	14	13	16	13
Rødalger	18	14	18	9	17	16	17	6
Total	46	38	45	33	44	45	42	29



Figur 74. Sammenligning mellom antall algearter i denne undersøkelsen fra 2021 og Larsens (1995) undersøkelse i 1993-94 for hver stasjon. Antall algearter er vist på y-aksen, mens årstall og stasjon er vist på x-aksen.

3.4.3 Tangartenes horisontalutbredelse

Sammenlignet med Larsens (1995) undersøkelse har det skjedd noen endringer i tangartenes horisontalutbredelse (Tabell 5). Sagtang ble bare funnet på Gressholmen i 1993-94, men ble registrert på alle stasjonene, bortsett fra Bygdøynes, i denne undersøkelsen. Videre fant Larsen (1995) spiraltang på alle stasjonene, bortsett fra Bygdøynes, mens arten ble registrert på alle stasjonene i denne studien. Også Blæretang ble registrert på alle stasjonene i denne undersøkelsen, mens Larsen (1995) bare gjorde funn av arten på Gressholmen. Gjelvtang ble funnet på alle stasjonene og grisetang ble ikke funnet på noen. Dette var likt for begge studiene.

Tabell 5. Oversikt over forekomsten av Oslofjordens fem vanlige tangarter på de ulike stasjonene i 2021 sammenlignet med 1993-94. Tilstedeværelse er markert med **✓**, mens fravær er markert med **X**.

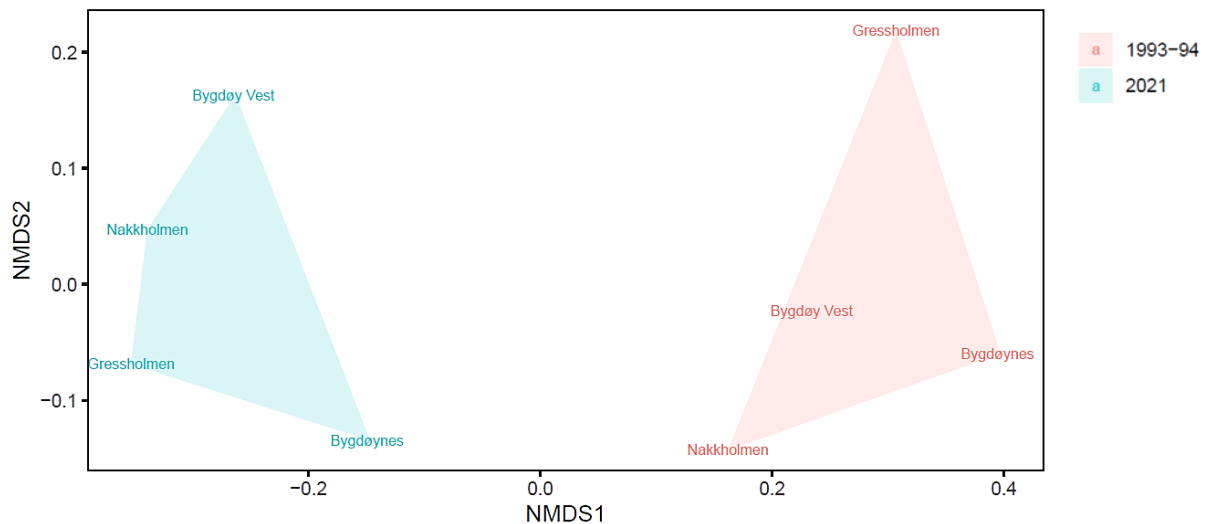
	Bygdøy vest		Bygdøynes		Nakkholmen		Gressholmen	
	2021	1993-94	2021	1993-94	2021	1993-94	2021	1993-94
Gjelvtang	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓
Sagtang	✓	X	X	X	✓	X	✓	✓
Spiraltang	✓	✓	✓	X	✓	✓	✓	✓
Blæretang	✓	X	✓	X	✓	X	✓	✓
Grisetang	X	X	X	X	X	X	X	X

3.4.4 Endringer i artssammensetningen

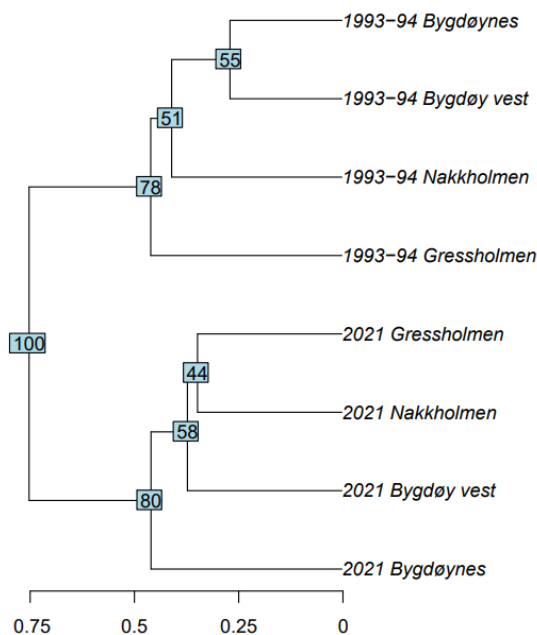
Året for innsamling ser ut til å forklare mesteparten av forskjellen i artssammensetningen mellom stasjonene undersøkt i Larsens (1995) studie og denne. Dette er vist ved stasjonenes gruppering langs x-aksen i nMDS-ordinasjonen (Figur 75). Stressverdien til ordinasjonen er lav (0.02857848) og visualiseringen kan tolkes med trygghet. Signifikansen av innsamlingsåret ($p=0,004$) i en permutasjons-ANOVA med år og sted som faktor, bekrefter også at det er en forskjell i artssammensetningen mellom Larsen (1995) sin undersøkelse og denne. Forskjellene mellom stasjonene innad i hver undersøkelsesperiode er derimot ikke signifikant (P -verdi: 0,328), og bruk av ordinasjonen til slike tolkninger bør unngås.

Endringene i artssammensetningen over tid kommer også frem i den hierarkiske klusteranalysen, der hovedgrupperingen samsvarer med nMDS-analysen (Figur 76). Noden som splitter undersøkelsesperiodene har bootstrapverdi på 100, som betyr at grupperingen

er 100% støttet. Jaccardavstanden på 0,75 indikerer at algesamfunnene i de to undersøkelsesperiodene er ganske ulike hverandre. Bygdøynes skiller seg fra de andre stasjonene i 2021, mens Gressholmen skiller seg ut i 1993-94. Bootstrapverdiene på henholdsvis 80 og 78 viser at også disse grupperingene har nokså god støtte, men siden p-verdien forteller at forskjellene mellom stasjonene ikke er signifikant, bør tolkninger av dette slaget gjøres med forsiktighet.



Figur 75. Non-metric multi-dimensional scaling (nMDS-analyse) gjort for matrise med fravær-nærvær-data av algearter funnet ved hver av de fire stasjonene som er undersøkt. Stasjonene fra denne studien (blå) sammenlignes med stasjonene fra Larsens studie (1995), undersøkt i 1993-94 (rød). Stressverdi = 0.02857848



Figur 76. Hierarkisk klusteranalyse gjort for matrise med fravær-nærvær-data av alle algearter funnet ved hver av de fire stasjonene som er undersøkt i denne studien, og i Larsens (1995) studie fra 1993-94. Bootstrapverdier er gitt for hver node. X-aksen viser Jaccard-avstanden.

3.5 Epifytter

Mengde og type epifytter som ble observert på stasjonene i denne undersøkelsen varierte med årstidene. Generelt sett var det mye kiselalger på våren og mye *Acrochaetium* sp. og *Erythrotrichia carnea* på høsten. Andre vanlige epifytter var *Ceramium tenuicorne*, *Ceramium virgatum*, *Polysiphonia stricta*, *Vertebrata fucoides* og *Leptosiphonia fibrillosa*. Disse vokste spesielt på *Fucus*-arter og på *Chondrus crispus*. *Ectocarpus* sp., *Pylaiella littoralis*, *Elachista fucicola*, *Sphacelaria cirrosa* og *Spongonema tomentosum* var også vanlige epifytter på *Fucus*-artene. Epifytter tilhørende grønnalgene virket til å være noe mindre forekommende, men flere av individene som ble funnet fra *Ulva*-slekten vokste epifyttisk. Andre grønne epifytter var *Urospora* sp., *Rhizoclonium riparium*, og noen eksemplarer av *Ulothrix* sp.

Larsen (1995) fant også at epifyttmengden varierte med årstiden. På samme måte som i denne studien, var det i Larsens studie mye kiselalger om våren og han beskriver at disse flere steder «dekket både stein og tangarter» (s. 62). Larsen trekker frem *Pylaiella littoralis*, *Ceramium virgatum*, *Erythrotrichia carnea*, *Acrochaetium* spp. og *Ulva* spp. som vanlige epifytter på sommeren og utover høsten, og oppgir at det var spesielt mye av disse på Nakkholmen.

3.6 Forekomsten av enkelte dyr

Det ble funnet rur på alle stasjonene og de vanligste artene var *Semibalanus balanoides* og brakkvannsrur *Amphibalanus improvisus*. Mengde rur og hvilken av disse som dominerte, varierte noe mellom lokalitetene. Larsen (1995) skriver i sin studie at rur forekom i alle områdene han undersøkte.

Snegler var også å finne på alle stasjonene, men antall ble ikke anslått. Likevel var det tilsynelatende noe varierende tetthet på de ulike lokalitetene. Ved raskt overblikk så det ut til å være de to artene *Littorina littorea* og *Littorina saxatilis*, som var hyppigst forekommende. Larsen (1995) anslo mengden snegler til «over 100 snegl/m² i det vertikalnivået hvor hoveddelen befant seg» (1995, s. 63.).

På alle lokalitetene som ble undersøkt ble det funnet østers og i all hovedsak stillehavsøsters. På Bygdøy vest var det spesielt mye av denne arten, men her ble det også funnet flatøsters (*Ostrea edulis*).

Blåskjell forekom også på alle stasjonene. Selv om det ikke ble talt noen individer, fikk jeg inntrykk av at de satt nokså spredt. Larsen (1995) beskrev forekomsten av blåskjell som «stedvis dominerende på de aller fleste stasjonene» (s. 63).

Det ble ikke funnet kråkeboller i denne undersøkelsen. Små sjøstjerner ble funnet i et lite antall. Andre dyr som ble funnet i undersøkelsen var krabber, småfisk, trekantmark, sekkedyr og hydroider.

Plansje 4

A: *Fucus* sp. med *Spongonema tomentosum*. Bilde tatt i mai på Nakkholmen

B: *Cladophora* cf. *albida* funnet i august på Bygdøy vest, overgrodd av kiselalger.

C: *Fucus* sp. gjengrodd med mange ulike arter epifytter. Bilde tatt i august på Nakkholmen.

D: *Fucus* sp. med rødalge-epifytter. Bilde tatt i august på Bygdøynes.



Plansje 5

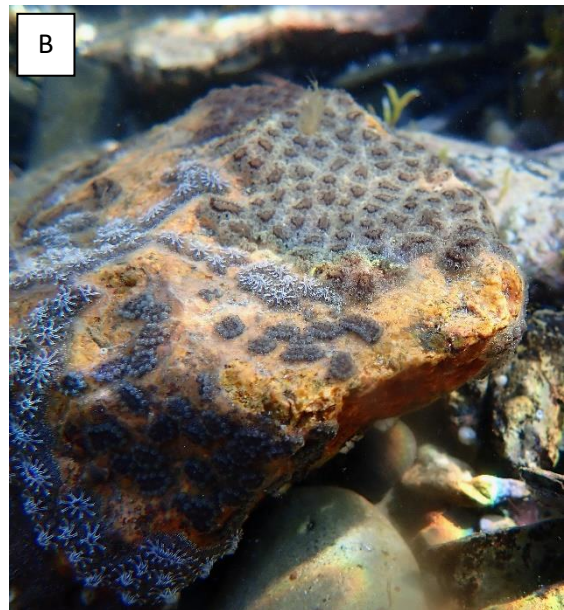
A: Blåskjell (*Mytilus edulis*) med stillehavsøsters, kalkalger og andre påvekster. Bilde fra Bygdøy vest i mai.

B: Kolonisekkdyr (*Botryllus schlosseri*) på stein. Bilde fra Bygdøy vest i august.

C: Samling av snegler, sjøstjerne, blåskjell (*Mytilus edulis*) og stillehavsøsters (*Crassostrea gigas*). Samlet fra Bygdøy vest i mai.

D: Kolonisekkdyr (*Botryllus schlosseri*) på sagtang. Bilde tatt fra Nakkholmen i august

E: Rur på stein. Bilde tatt fra Nakkholmen i august.



4. Diskusjon

Funnene i undersøkelsen viser at oppgavens hypotese «Det har ikke skjedd endringer i den bentiske makroalgevegetasjonen Indre Oslofjord siden 1993-94.» kan forkastes. I tiden mellom undersøkelsene har det skjedd signifikante endringer i artssammensetningen på stasjonene. Dette er vist både i nMDS-ordinasjonen (Figur 75), og i permutasjons-testen. I tillegg er forskjellen bekreftet i den hierarkiske klusteranalysen (Figur 76). Jaccardavstanden på 0.75, peker på at endringene i artssammensetningen fra 1993-94 til i dag er betydelige. Utover dette er det funnet en rekke andre endringer fra Larsens (1995) undersøkelse til i dag. Artsantallet har økt og artens fordeling mellom hovedgruppene av alger har blitt noe forskjøvet, mot mindre dominans av grønnalger, og større dominans av rødalger. I tillegg ser det ut til at tangartens horisontalutbredelse er noe utvidet sammenlignet med i 1993-94.

Det er imidlertid ikke enkelt å avgjøre hva som skyldes disse endringene. De bentiske algesamfunnene er ofte resultat av et komplisert samspill, hvor mange miljøfaktorer virker samtidig (Lein, 1976). Videre er det kjent at forekomsten av ulike alger varierer, slik at vanlige arter kan forsvinne fra ett område og komme tilbake igjen flere år senere (Fredriksen & Rueness, 1990). Slike sykliske variasjoner i algevegetasjonen kan skyldes tilfeldige og naturlige endringer i abiotiske eller biotiske forhold, eller være induserte av eutrofiering (Lein, 1978; Fredriksen & Rueness, 1990). Det å skulle skille de ulike faktorene og avgjøre hva som har ført til hva, kan derfor være utfordrende, men jeg vil her forsøke å vurdere ulike faktorerets viktighet for funnene gjort i denne studien.

4.1 Eutrofiering som faktor

Fredriksen og Rueness (1990) peker på at både kvantitative og kvalitative endringer i algevegetasjonene over tid vil kunne gi gode indikasjoner på om eutrofisituasjonene er forbedret eller forverret. De oppgir flere ulike endringer som forventes ved økende mengde næringsalter, og jeg vil videre ta for meg de endringene som har skjedd fra Larsens (1995) undersøkelse som kan indikere endringer i eutrofisituasjonen.

4.1.1. Endringer i artsantall

Økt artsantall er vanlig i algesamfunn hvor tilførselen av næringssalter minker. Ved mindre tilgjengelig næring vil nemlig konkurransefordelen til de hurtigvoksende algene minke, og flere saktevoksende arter kan dermed etablere seg uten å bli utkonkurrert (Borowtitska 1972; Moy, 2020; Walday et al., 2021). Fra Larsens (1995) undersøkelse til denne har artsantallet økt fra henholdsvis 52 til 63. Økningen har funnet sted på alle stasjonene, bortsett fra på Nakkholmen, hvor Larsen (1995) fant én art mer enn meg. Om det økte artsantallet tyder på nedgang i eutrofisituasjonen i Indre Oslofjord er likevel ikke enkelt å avgjøre. Fredriksen og Rueness (1990) forklarer at det ikke er mulig å benytte en enkel indeks til å angi utviklinger i eutrofieringssituasjonen. Flere faktorer virker ofte samtidig, og andre biologiske eller hydrografiske forhold kan ha ført til, eller medvirket til endringen. Siden endringen i antallet også er noe beskjeden, er det trolig like sannsynlig at naturlig variasjon i arters forekomst kan forklare økningen i artsantallet.

4.1.2 Endringer i artssammensetningen

Høy forekomst av næringssalter fører ofte til at grønnalger blir den dominerende gruppen i et algesamfunn (Bokn, 1978; Fredriksen & Rueness, 1990; Airoldi, 1998). Den totale andelen grønnalgearter funnet i denne studien (30%) var noe lavere sammenlignet med Larsens (1995) studie (34%). Nedgangen i antall grønnalger ble funnet på alle stasjonene, bortsett fra på Bygdøyenes, hvor antallet er likt mellom undersøkelsene. Det er mulig at nedgangen skyldes forbedringer i eutrofisituasjonen, men forskjellen mellom grønnalgeandelen i studiene er liten, og i tillegg vil fravær av noen få arter utgjøre nokså mye i prosent. Ifølge Bokn (1978) kan man i eutrofierte vannmasser ikke bare se at andelen grønnalger går opp, men at det ofte er andelen brunalger som går ned på grunn av svekket konkurransedyktighet. Prosentandelen brunalger funnet i denne studien er dog tilnærmet lik andelen brunalger funnet i Larsens (1995) studie. Det er derfor sannsynlig at denne nedgangen i andel grønnalger heller skyldes naturlige år-til-år-variasjoner, enn en bedret eutrofieringstilstand i Indre Oslofjord.

4.1.3 Endringer i tangartenes horisontalutbredelse

En annen endring som har vist seg å ofte finne sted i eutrofierte områder er reduksjon i tangartenes horisontalutbredelse (Vogt & Schram, 1991; Bokn & Lein, 1978). Unntaket er utbredelsen av gjelvtang, som har økt med økende grad av eutrofiering (Rueness, 1973, Kroglund et al., 2017). Larsen (1995) registrerte gjelvtang med dominerende forekomst på alle fire lokalitetene. Jeg har ikke anslått dekningsgrad av arten, men registrerte den også på hver av stasjonene (Figur 77). I følge Staalstrøm et al. (2021) var forekomsten av gjelvtang dominerende på bare én av disse stasjonene (Bygdøyenes) i 2020, og vanlig til spredt på de tre andre. I tillegg hevder både Staalstrøm et al. (2021) og Lundsør et al. (2017) at det har vært en nedadgående trend i gjelvtangens utbredelse fra slutten av 1980-årene til i dag. Nedgangen i utbredelsen av gjelvtang settes i sammenheng med bedring i eutrofisituasjonen (Kroglund et al. 2017).

Utbredelsen av grisetang har også vært satt søkelys på, da dette er en art som ifølge Gran (1897) var vanlig i alle deler av fjorden, men som allerede i Grenangers (1957) undersøkelse hadde fått svært redusert forekomst. Tilbakegangen av arten har blitt satt i direkte sammenheng med den økte eutrofieringen av fjorden (Grenanger, 1957; Rueness, 1973). Larsen (1995) registrerte ingen individer av grisetang på de fire stasjonene. Heller ikke på andre lokaliteter i undersøkelsesområdet hans ble arten funnet. I denne studien, gjort 27-28 år seinere, ble det fortsatt ikke gjort funn av arten, noe som tyder på at arten ikke har klart å reetablere seg i området. Staalstrøm et al. (2021) angir at arten bare finnes fra Steilene og utover, med unntak av ett enkeltfunn på en stasjon i Bunnefjorden. Helt fra starten av 1970-tallet har det ikke vært noen individer å finne innenfor Nesoddtangen (Rueness, 1973; Kroglund et al., 2017). Den manglende tilbakekomsten av arten kan tyde på at eutrofisituasjonen enda ikke er god nok til at grisetang kan gjenetablere seg der den før naturlig hørte hjemme. Ifølge Rueness (1973) er dette på grunn av for høy konkurranse om substratet fra hurtigvoksende alger, spesielt fra *Ulva*-artene.

Utbredelsen av de tre andre tangartene, sagtang, blæretang og spiraltang, har økt fra Larsens (1995) undersøkelse til denne (Tabell 5). Økningen er funnet på alle stasjonene, og tyder på en generell forbedring i utbredelsen av disse tre tangartene. Kroglund et al. (2017) bekrefter denne forbedringen, og legger til at den har vært stor «i deler av Vestfjorden, Bunnefjorden og de indre havneområdene fra 1998-2000 til perioden 2011-2013» (s.104).

De konkluderer med at hovedtrekkene i forbedringen skyldes mindre tilførsel av næringsstoffer, men at det finnes utviklinger i utbredelsen som er vanskelig å forklare. Etter dette har utbredelsen av tangartene ifølge Staalstrøm et al. (2021) holdt seg nokså uendret.

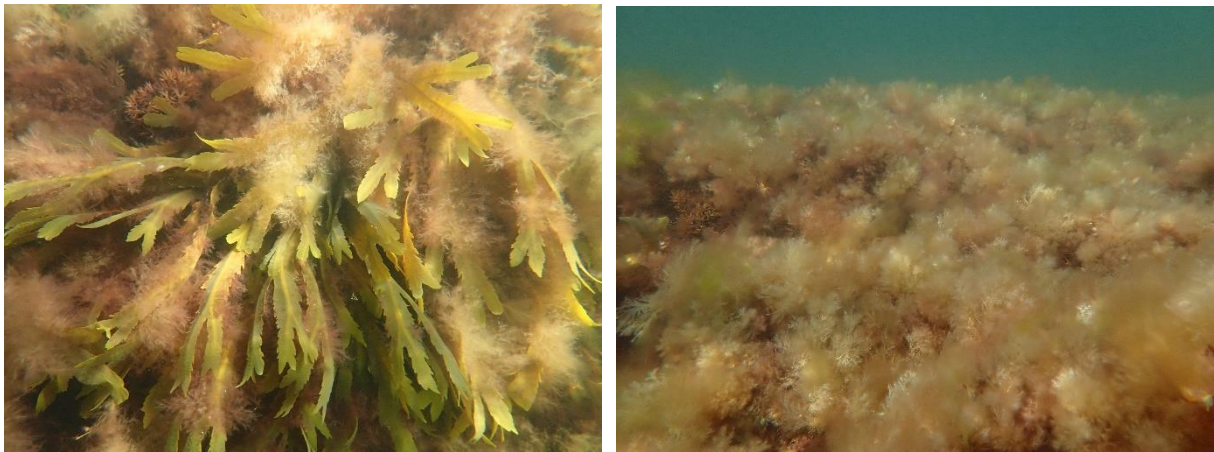


Figur 77. Gjelvtang (*Fucus distichus* subsp. *evanescens*) uten fertile reseptakler, ved siden av rur i litoralsonen på Bygdøynes i august.

4.1.4 Epifytter og lurv

Økt forekomst av epifytter og lurv er beskrevet som et typisk trekk ved eutrofi (Grenager, 1957; Filbee-Dexter & Wernberg, 2018). I denne undersøkelsen er ikke dekningsgrad av lurv målt, men mitt inntrykk er at forekomsten var høy på de fleste stasjonene, og kanskje spesielt høy på Bygdøy vest og Nakkholmen, hvor større matter av lurv ble observert (Figur 78). Larsen (1995) har ikke beskrevet lurv i sin undersøkelse, og bildene hans (se Plansje 1; bilde 2 og Plansje 5; bilde 3) fremstiller situasjonen som svært annerledes enn hva jeg har funnet i denne studien. På grunn av lurv sin hurtige respons på ulike miljøforhold, er det vanlig at forekomsten varierer mye fra år til år (Staalstrøm et al., 2020). Likevel er det ifølge NIVA en generell økning i både tetthet og dybdeutbredelse av lurv i Indre Oslofjord de siste årene (Staalstrøm et al., 2021). De beskriver utviklingen som alvorlig på grunn av følgene det vil ha for habitatgivende alger og tilhørende økosystem. Høy forekomst av lurv og epifytter vil, som nevnt i innledningen, kunne føre til at mer saktevoksende arter fortrenses på grunn

av at substratet opptas, sedimenteringen økes og oksygenforholdene endres (Isæus et al., 2004). I tillegg vil lystilgangen reduseres, og vertsalger vil få økt mekanisk drag (Fredriksen & Rueness 1990). En viktig habitatgivende art som Larsen (1995) fant i sin undersøkelse, men som ikke ble gjenfunnet i denne er sukkertare (*Saccharina latissima*), som har hatt en tilbakegang langs kysten i Sør-Norge siden 2002 (Moy & Christie, 2012). Nedgangen har blitt satt i sammenheng med at lurv, eller slam av nedbrutt lurv, dekker bunnen slik at kimplanter av sukkertare ikke får godt nok feste (Moy et al., 2008). De fleste arter som ble funnet i denne undersøkelsen, men som ikke ble funnet i Larsens (1995) undersøkelse, var lurvealger. Det er mulig at de høye forekomstene av lurv kan ha fortrent andre arter som ikke er gjenfunnet i denne studien.



Figur 78. Til venstre: Epifytter (muligens *Ceramium* sp.) på sagtang (*Fucus serratus*). Bilde tatt på Bygdøy vest i august. Til høyre: Matte av lurv på Nakkholmen i august.

4.1.5 Konkurransen om substrat

Filtrerende dyr, som for eksempel blåskjell, konkurrerer med alger om substrat og kan i store forekomster hindre vekst av alger som ikke vokser epifyttisk på skjellene (Frigstad et al., 2017; Walday et al., 2004). Spesielt konkurrerer tang og blåskjell, og vekst av den ene fører ofte til reduksjon av den andre (Walday et al., 2004). I denne undersøkelsen ble det funnet blåskjell på alle stasjonene, men forekomsten så ut til å være nokså spredt. Larsen (1995) beskrev derimot at blåskjell var «stedvis dominerende på de aller fleste stasjonene» (s. 63). Det er derfor mulig at den høye forekomsten av blåskjell har gjort at han observerte færre arter enn det jeg gjorde i denne undersøkelsen. Dette kan også ha medvirket til at flere av tangartene var borte fra stasjonene da han undersøkte dem.

Tilbakegangen av blåskjell er bekreftet av Nøland (2021), som analyserte data fra ulike overvåkningsprogrammer og fant en sterk nedgang i Oslofjorden de siste 30 årene. Til tross for denne nedgangen, rapporterte Staalstrøm et al. (2021) om en relativt stor økning i antall filtrerende organismer fra 1970-årene til i dag. Dette må da dreie seg om andre filtrerende dyr enn blåskjell. En art som muligens kan stå for deler av denne økningen er stillehavsøsters, som ble observert på alle stasjonene i denne studien. Dette er en fremmed art som ble funnet frittlevende i Norge først etter 2006 (Jelmert et al., 2018).

Som følge av økt mengde filtrerende dyr burde nedgang i artsantallet, og kanskje spesielt i tangutbredelsen, kunne forventes. Imidlertid er ikke dette det observerte tilfellet når Larsens (1995) studie sammenlignes med denne. Andre endringer, som minsket vertikalutbredelse eller nedgang i dekningsgraden, kan likevel ha funnet sted. Hverken jeg eller Larsen (1995) har undersøkt dette, noe som gjør det vanskelig å hevde det ene eller det andre. Det ble ikke observert områder der stillehavsøsters eller andre filtrerende dyr dominerte fjæra totalt i denne studien, selv om konkurranse mellom tang og rur, samt tang og stillehavsøsters ble observert (Figur 79). I sistnevnte tilfelle kan muligens stillhavsøstersen ha utkonkurrert spiraltang, som vanligvis er å finne over blæretangen.

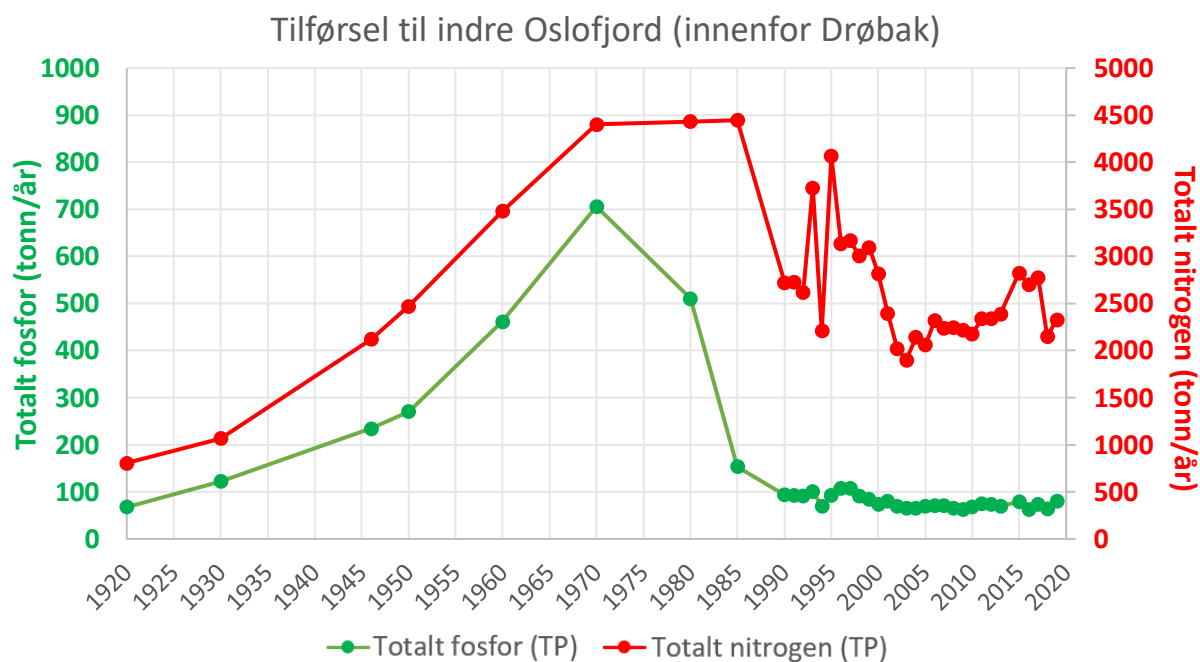


Figur 79. Til venstre: Konkurranse mellom rur og tang på Bygdøyenes. Bildet er tatt i august. Til høyre: Konkurranse mellom spiraltang (*Fucus spiralis*) og stillehavsøsters (*Crassostrea gigas*) på Bygdøy vest. Under stillehavsøstersen er blæretang (*Fucus vesiculosus*). Bildet er tatt i august.

4.1.6 Beregninger for tilførte næringsalter

Beregninger for tilførte næringsstoffer til Indre Oslofjord kan gi mer informasjon om det har skjedd en nedgang i eutrofieringen i dette området siden 1993-93 (Figur 80). Disse beregningene viser at tilførselen av fosfor var nokså lik i 1993-94 som i 2020 (A. Staalstrøm, personlig kommunikasjon, 29.03.2022). Det har ikke blitt publisert tall fra 2021 enda, og disse kan avvike fra det som har vært beregnet for de siste to årene. Sammenlignet med tall fra 2020, ser det ut til at tilførselen av nitrogen var en del høyere i 1993, men nokså lik i 1994 igjen. Disse verdisprangene rundt 1993-1995 skyldtes trolig VEAS sine rapporteringer, som varierte mye disse årene. Det er dog usikkert om forskjellene er reelle eller skyldes feil i rapporteringen (J. E. Sample, personlig kommunikasjon, 28.04.2022).

Siden 2003 har det vært en generell økning i tilførselen av nitrogen, og dette settes i sammenheng med den enorme befolkningsveksten i området (A. Staalstrøm, personlig kommunikasjon, 19.08.2021; Guerrero & Sample, 2021). Det er likevel vanskelig å si om fjorden er mer eller mindre eutrofiert sammenlignet med i Larsens (1995) undersøkelsesperiode, kun basert på disse tallene. Tallene er beregnede tilførsler fra kilder som avløpssektoren, industri og jordbruk (Guerrero & Sample, 2021), og gir ikke nøyaktige mål på hvor mye næringsstoffer som har vært tilgjengelig på de ulike stasjonene til de ulike tidene. Overløp fra de lokale ledningsnettene er heller ikke inkludert i disse tallene, og i perioder hvor anleggenes kapasitet overstiges kan store mengder med urensset vann bli ført fra ledningsnettet og ut i fjordens overflatelag (Guerrero & Sample, 2022). Dette har trolig nevneverdig effekt på algesamfunnene, da næringen blir gjort svært tilgjengelig for algene. VEAS (2021) hevder likevel at det ikke er overløp, men utslippet av det rensede avløpet som utgjør den aller største nitrogentilførselen til fjorden. Av alt nitrogenet som kommer inn til rensenanlegget, tillates nemlig 30% utslipp. Siden befolkningen rundt Indre Oslofjord stadig er i vekst, vil mer avløp komme til anleggene og dermed vil også mer og mer nitrogen tilføres fra rensenanleggene til fjorden. I tillegg forventes en økning i mengde nitrogen og fosfor fra elvene (Arvnes, 2019). Dette fordi klimaendringene har ført til økt nedbør på Østlandet (og generelt i Norge) de siste drøyt 100 årene, med spesielt tydelig trend de siste 20 årene (Metrologisk institutt, 2021).



Figur 80. Total mengde fosfor (grønn) og nitrogen (rød), i tonn, som har blitt tilført til Indre Oslofjord fra 1920-2020. Figur mottatt av A. Staalstrøm (personlig kommunikasjon, 29.03.2022). Staalstrøm har hentet tall fra Bergstøl et al. (1981), Berge et al. (2014) og Guerrero & Sample (2021). Tall etter 1990 er beregnet med TEOTIL-modell.

4.2 Andre medvirkende faktorer

I tillegg til eutrofiering er det flere andre faktorer som kan være med å forklare algevegetasjon på de fire lokalitetene i Indre Oslofjord i dag, sammenlignet med tidligere. De viktigste av disse vil bli diskutert her.

4.2.1 Abiotiske faktorer

Saltholdighet

Indre Oslofjord skiller seg fra andre typiske fjorder ved at gradientene i saltholdigheten i overflatelaget er små (Sundene, 1953; Rueness, 1973; Lein, 1976). Generelt er saltholdigheten høy nok til at de fleste marine arter trives her, og den horisontale utbredelsen av bentiske alger i litoralsonen påvirkes derfor lite av saliniteten (Rueness, 1973). Målingene gjort i denne undersøkelsen viser ingen avvikende verdier på noen av stasjonene. Generelt er det funnet en noe lavere saltholdighet i mai enn i august, noe som forventes på grunn av ismeltingen om våren. På Nakkholmen ble dog det motsatte målt,

altså høyere salinitet på våren sammenlignet med høsten. Dette kan kanskje skyldes forskjeller i vind- og strømretning. Unøyaktighet og målefeil kan også ha påvirket verdiene. Likevel er variasjonene i salinitetsverdiene forholdsvis små, og alle verdier er nokså marine. Saltholdigheten burde derfor ikke ha påvirket hvilke alger som er funnet i denne undersøkelsen.

Temperatur

Det er vanlig at algevegetasjonen ser annerledes ut fra år til år som følge av variasjoner i temperaturen (Lein, 1976; Klavestad, 1978). Klavestad (1978) fant en tydelig økning i forekomsten av *Ulva*, *Cladophora* og *Spongomorpha aeruginosa* i 1966, sammenlignet med 1962-65, og mente hovedårsaken var den forhøyede sommertemperaturen det året. Sundene (1953) fant også at mengden av enkelte epifyttiske alger, som *Acrochaetium* spp. og *Erythrotrichia carnea* var spesielt stor i indre Oslofjord sommeren 1947, da temperaturen var høyere enn normalen. Alger nedgrodd av disse epifyttene ble også funnet i Larsens (1995) studie så vel som i denne.

Historiske data fra Metrologisk Institutt viser at temperaturene fulgte nokså like mønstre i 1993-94 som i 2021, med ingen større avvik fra normaltemperaturene (Yr.no, u.å.). Lufttemperaturen er dog mye mer varierende enn temperaturen i havet (Rueness, 1977), og det ideelle ville derfor ha vært å sammenligne vanntemperaturene. Larsen (1995) har ikke målt vanntemperaturer i sin undersøkelse, men Havforskningsinstituttet har gjort en overvåkning ved Steilene som går 70 år tilbake. Disse målingene viser en tydelig temperaturøkning de siste 30 årene, som følge av klimaendringene (Albretsen, 2019). Denne temperaturøkningen kan ha medvirket til noen av endringene fra Larsens (1995) undersøkelse til denne, som den nevnte økningen i forekomst av lurv som favoriseres av høye temperaturer (Filbee-Dexter & Wernberg, 2018). Temperaturøkning har også, sammen med lurveforekomstene, blitt satt som hovedfaktor for tilbakegangen av sukkertare. Videre har flere sørlige arter inntatt Indre Oslofjord siden Larsens (1995) undersøkelse. Et varmere klima kan gi sørlige arter et konkurransefortrinn og gjøre at etableringen av disse går hurtigere (Norling & Jelmert, 2014). Disse endringene vil bli diskutert videre under 4.2.2 *Biotiske faktorer*.

Isskuring

Skipsføreren på forskningsfartøyet Trygve Braarud kunne informere om at det var det lite is i områdene rundt de undersøkte stasjonene vinteren 2020-2021. Den var bare til stede noen få dager, og var i tillegg ikke tykkere en omtrent tre cm (S. Holm, personlig kommunikasjon, 2. mai 2022). Isskuring burde derfor ikke ha noen nevneverdig effekt på den observerte algevegetasjonen dette året. Larsen (1995) rapporterte dog om isdekke i «store deler av Bunnefjorden og mellom flere av Osloøyene» (s. 87), og mente at isskuring kunne ha medvirket til at han ikke fant spiraltang på Bygdøynes. Dette kan stemme, da Sundene (1953) oppgir at det ofte er tangvegetasjonen som er mest utsatt for isskuring, og at spiraltangbeltet ofte kan forsvinne helt ved isdekke i fjorden. Isskuring kan derfor ha medvirket til at Larsen (1995) registrerte en lavere forekomst av tangarter sammenlignet med denne undersøkelsen.

Vannstand

Ved uregelmessig vannstand vil små forskyvninger i utbredelsesgrensene til tangartene kunne observeres (Lein, 1976). I denne studien ble alle tangartene observert på hver stasjon, bortsett fra på Bygdøynes hvor sagtang manglet. På grunn av sagtangens nokså dype vokseområde er mest sannsynlig ikke lav vannstand og tørke viktige faktorer til at arten ikke ble funnet her. Larsen (1995) oppgir at han ved en av sine lokaliteter i Frognerkilen observerte endringer i spiraltangforekomsten fra 1993 til 1994, og at tørke muligens kunne forklare dette.

Bølgeeksponering

Det er kjent at bølgeeksponering er en av de viktigste faktorene som påvirker algevegetasjonen (Sundene, 1953; Kingsbury 1962; Lein, 1976; Klavestad 1978). Klavestad (1978) viste at eksponerte lokaliteter ofte har en rikere algevegetasjon, bestående av flere arter og mer biomasse, enn beskyttede lokaliteter. Dette kommer av at bevegelsen i vannet gjør næringsstoffene mer tilgjengelig, samt hindrer sedimentering slik at lystilgangen øker (Kroglund et al., 2017). I tillegg er algene mindre utsatt for tørke på eksponerte lokaliteter (Lein, 1976). Lokalitetene undersøkt i denne studien ligger i et område som kategoriseres

som beskyttet (Klavestad, 1978; Lundsør et al., 2017). Sammenlignes stasjonene med hverandre, er det likevel noe varians i beregnet eksponeringsgrad (Tabell 1). Nakkholmen og Bygdøynes, og til dels Bygdøy vest, er i tillegg utsatt for høy båttrafikk med hyppig passerende ferger, godsskip, cruiseskip og fritidsbåter (Omland et al., 2022). Bølger fra båttrafikken bidrar til at eksponeringen blir større i forhold til hva som fremgår av målt fetch. På bakgrunn av dette kan det tenkes at høy båttrafikk vil kunne føre til økt utbredelse av noen algearter som krever enn viss mengde eksponering. På en annen side kan bølgene gi økt mekanisk slitasje på algene, som kan slites vekk og det etterlates flekker uten vegetasjon (Kroglund et al., 2017). Dette gjelder spesielt for større alger, eksempelvis tang, som vil oppleve et større drag enn de mindre algene (Pratt & Johnson, 2002).

I denne studien er det ikke funnet trender i artsantall som følger eksponeringsgraden til de ulike lokalitetene. Det er heller ikke funnet direkte effekter av mekanisk slitasje på tangarter eller andre arter. På noen av stasjonene ble det dog funnet blæreløs blæretang, en morfologisk variant av arten som er forventet på mer eksponerte lokaliteter (Kautsky et al., 1992) (Plansje 2; bilde F og Figur 81). Det er mulig at det er båttrafikken som gjør at denne varianten finnes på disse lokalitetene, som etter fetch å bedømme, er beskyttede.



Figur 81. Blæreløs blæretang (*Fucus vesiculosus*) sammen med andre benthiske alger på Nakkholmen i mai.

Veksthemmende stoffer

Larsen (1995) hevder at nedgang i tilførselen av veksthemmende stoffer kan ha medvirket til forbedringen han fant fra Grenager (1957) og Klavestad (1967) sine undersøkelser. Ulike

overvåkningsprogram for miljøgifter fokuserer ikke på effekter av algevegetasjonen, men måler ofte konsentrasjoner i ulike dyr og i sedimentet. Heiaas (2008) undersøkte i sin hovedfagsoppgave tangarters opptak av irgarol, et vanlig plantevernmiddel som brukes blant annet i skipsmaling. Han fant at tangartene var lite sensitive til relevante konsentrasjoner av stoffet, men kunne ikke utelukke påvirkning fra andre abiotiske faktorer. Tangartene synes også å tåle nokså høye konsentrasjoner av tungmetaller (Meelhus et al., 1978). En studie, som vurderte inntak av ulike spiselige alger i norske farvann, har vist at mengden persistente organiske miljøgifter (POPs) disse algene tar opp er minimal sammenlignet med andre organismer. Dette på grunn av algenes lave fettinnhold (Duinker et al., 2016). Det er altså mye som tyder på at miljøgifter har liten effekt på makroalger, men på grunn av lite forskning på området, samt at mye av forskningen er lite overførbart til forholdene i Oslofjorden, er det vanskelig å vurdere viktigheten av veksthemmende stoffer som faktor.

4.2.2 Biotiske faktorer

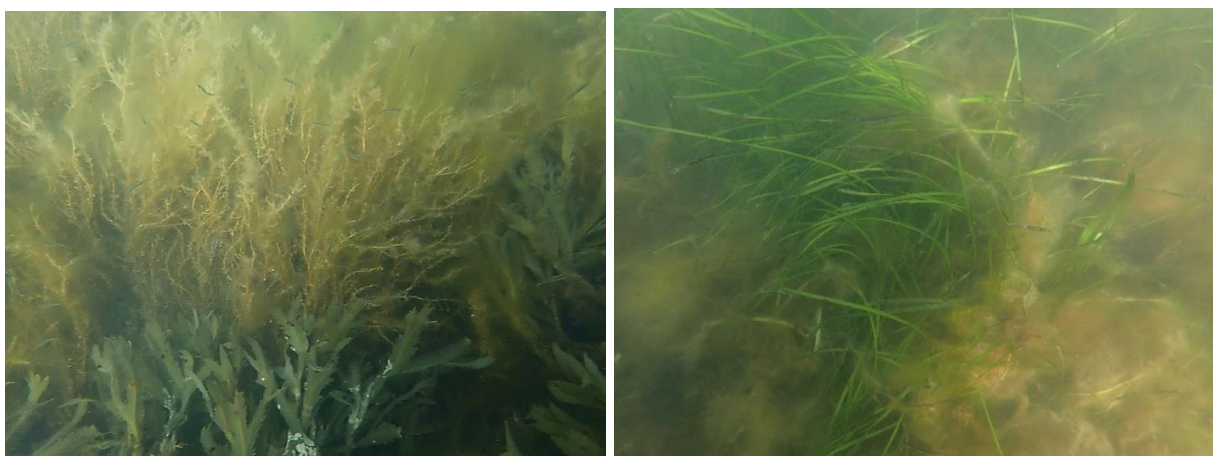
Fremmede arter

I denne studien ble det identifisert flere fremmede arter som er oppdaget i Indre Oslofjord først etter Larsen (1995) sin undersøkelse. Japansk drivtang er en av disse, og ble funnet på alle undersøkte stasjoner i undersøkelsen. Arten er vurdert til svært høy risiko i Fremmedartslista 2018, og har vært i rask spredning (Husa et al. 2018a) siden den først ble funnet frittlevende i 1988 på Sørlandet (Rueness, 1989). I siste årsrapport fra NIVA ble arten funnet på 53 av 120 undersøkte stasjoner i fjorden, med vanlig til dominerende forekomst på 20 av dem (Staalstrøm et al., 2021). Japansk drivtang kan true stedegne nøkkelarter, som sagtang og ålegras, dersom den får vokse seg høy og bli dominerende (Figur 82) (Husa et al., 2013). Sagtang ble ikke funnet på Bygdøyenes i denne undersøkelsen, men forekomsten av japansk drivtang er neppe den viktigste faktoren til dette. Det ble nemlig funnet mindre japansk drivtang her enn på de andre stasjonene hvor sagtang også ble funnet.

Dasya pedicellata er en annen introdusert art, som er vurdert til potensiell høy risiko i Fremmedartslista 2018 (Plansje 2, bilde B). Der er det oppgitt at arten først ble oppdaget her til lands i gamle Vestfold fylke i 1966, men har spredd seg relativt sakte siden dette og er

uten kjente økologiske effekter (Husa et al., 2018b). Larsen (1995) registrerte arten på en av sine stasjoner i Bærumsbassenget, og oppga at det ikke var gjort publiserte funn i Indre Oslofjord før dette. I denne undersøkelsen ble arten funnet på alle undersøkte stasjoner, og i store forekomster på høsten, noe som kan tyde på at den har vært i nokså stor spredning her siden 1993-94. Ifølge Husa et al. (2018b) har spredningen i Indre Oslofjord sammenheng med at arten trives med miljøforholdene som finnes her, da den foretrekker høye sommertemperaturer og relativt beskyttede lokaliteter, samtidig som den tåler høy eutrofiering.

Dasysiphonia japonica er en tredje introdusert art, som først ble funnet i Norge på Austevoll i 1996. Den er vurdert til svært høy risiko i Fremmedsartslista 2018 på grunn av høyt invasjonspotensiale og høy økologisk effekt. Nå har arten etablert seg langs hele kysten til og med Sør-Trøndelag, og er svært vanlig (Husa et al., 2018c). I denne studien ble arten funnet på Bygdøy vest og Nakkholmen. Studier fra Nord-Amerikas østkyst har vist at etablering av *D. japonica* gir betydelig nedgang i algesamfunnenes biodiversitet. Dette ble satt i sammenheng med den hurtige veksten som kan gi tette matter, og dermed hindre feste av andre makroalger (Ramsay-Newton et al., 2016). Det ble ikke observert tette matter av arten i denne studien, slik at konkurransen fra arten trolig ikke har vært betydelig her. Det er også funnet et høyere artsantall på disse stasjonene sammenlignet med Larsens (1995) undersøkelse, som ble gjennomført før arten etablerte seg. En studie gjort av Husa et al. (2008) på vestkysten av Norge fant heller ingen negativ effekt på algediversiteten ved stasjonene hvor arten hadde etablert seg.



Figur 82. Til venstre: Japansk drivtang (*Sargassum muticum*) (øverst på bildet) konkurrerer med sagtang (*Fucus serratus*) (nederst på bildet). Bilde tatt på Nakkholmen i august. Til høyre: Liten ålegras-eng (*Zostera marina*) på Bygdøynes. Bilde tatt i august.

Beiting

Høy tetthet av snegler kan redusere forekomsten av mindre alger, som små grønnalger (Lein; 1976). Den store mengden lurv som var å finne på flere av stasjonene i denne studien, tyder på at beiting fra snegl ikke burde ha begrenset forekomsten av slike i dette tilfelle. I tillegg ble det stedvis funnet nokså sammenhengende forekomster av grønnalger (Figur 83). Larsen (1995) beskrev derimot at han fant flekkvis eller manglende grønnalgevegetasjon på flere av stasjonene han undersøkte, og mente beitetrykk fra «fronter av snegl» kunne være forklaringen bak dette (s. 88). Han rapporterte også om mindre epifytter enn observert i tidligere studier, og nevnte heller ikke lurv. Det ble ikke anslått mengde snegl på stasjonene i denne undersøkelsen, men mitt inntrykk er at det iallfall var færre enn det Larsen (1995) beskrev. Dersom dette er tilfellet, kan nedgangen i beitetrykk fra snegl ha medvirket til noen av endringene som har skjedd fra 1993-94 til i dag, som høyere artsantall og økt mengde lurv. At mindre beiting har hatt stor innvirkning på økningen i tangutbredelsen er heller tvilsomt, da sneglene neppe har beitet bort hele bestander av tangartene som Larsen (1995) ikke fant på de ulike stasjonene. De kan dog ha beitet på kimplanter og dermed ha senket rekrutteringen til tangartene (Sundene, 1973). Ifølge Bokn et al. (1992) øker likevel ikke beitetrykket på tangartene før forekomsten av grønnalger er kraftig redusert. Selv om Larsen (1995) beskrev grønnalgevegetasjonen som flekkvis på de fleste lokaliteter utenfor Oslo Havn, fant han likevel flere grønnalgearter på de fleste stasjonene, og totalt en høyere andel grønnalger, enn det som ble funnet i denne studien.



Figur 83. Spiraltangbelte (*Fucus spiralis*) øverst i litoralsonen. Dominans av grønnalger under, og *Chondrus crispus* med ulike påvekster nederst. Bilde tatt i august.

4.3 Usikkerheter knyttet til oppgaven

Denne studien tar direkte utgangspunkt i den delen av Larsen (1995) sin studie som ble gjort for samme stasjoner. Alt som angår innsamlingen, har derfor blitt gjort så likt som mulig slik Larsen gjorde det i 1993-94. På denne måten er sammenligningsgrunnlaget for disse to studiene nokså godt. Likevel er det variasjoner mellom metodene i disse studiene som påvirker sammenligningsgrunnlaget.

Det har vært noe utfordrende å vite den nøyaktige lokaliteten til Larsens (1995) stasjoner, da punktene markert på kartet hans var nokså store. Det er derfor en mulighet at stasjonene ikke overlapper hverandre helt. Videre har Larsen (1995) oppgitt sin undersøkte transektbredde som et intervall på 15-50 meter. Hvor mange meter som er undersøkt på de ulike stasjonene er derimot ikke kartlagt, og kan derfor ha variert mellom undersøkelsene. For å unngå slike usikkerheter for andre som eventuelt vil ta utgangspunkt i denne oppgaven, er stasjonene oppgitt med koordinater (Appendiks 1). Undersøkt transekt er i tillegg tegnet omtrentlig inn for hver av de fire lokalitetene (Appendiks 2).

Ved sammenligning mellom to studier er det optimalt dersom materiale har blitt samlet inn over like mange år, og i samme sesong. I dette tilfellet samlet Larsen (1995) inn materiale over to år og tre sesonger, som kollektivt sammenlignes med denne studien hvor det bare var mulig å samle inn over ett år og to sesonger. Larsen (1995) undersøkte ikke Gressholmen på vårtoktet, noe som kan være med å forklare den store forskjellen i artsantall som er funnet på denne stasjonen. I tillegg vil denne studien gi et øyeblikksbilde av forholdene i fjorden, da materialet er innhentet i løpet av bare én dag i kun to sesonger. Tilfeldigheter i tidspunktet for innsamlingen vil derfor ha kunnet prege algefloraen og rådende miljøforhold. Slike tilfeldigheter kan for eksempel være været på innsamlingsdagen eller lokale utslipp og overløp fra renseanlegg i perioden før innsamlingen. For å kunne fastslå tydelige trender mellom Larsen (1995) sin undersøkelse og denne, måtte det ha vært gjort jevnlige undersøkelser for å minimere usikkerhet knyttet til tilfeldigheter og årlige variasjoner.

I denne oppgaven er et lite antall stasjoner undersøkt. Larsen (1995) har undersøkt flere stasjoner fordelt på et større område, og har derfor et bredere grunnlag for sin diskusjon og konklusjon. For å kunne se et større og kanskje mer korrekt bilde av algevegetasjonen og miljøforholdene i nordre del av Indre Oslofjord, kan undersøkelsen min sees i sammenheng

med Hansen (2022, upublisert) sin hovedfagsoppgave. Denne tar for seg algevegetasjonen på fire andre stasjoner i samme område.

Feil i artsbestemmelsen kan også ha forekommet i både Larsens (1995) og mitt arbeid. Selv opplevde jeg at identifiseringen var svært utfordrende i begynnelsen, men det gikk lettere med mer trening. Enkelte arter og slekter har vært særlig utfordrende å bestemme. Spesielt har arter innen *Ulva*-slekten bydd på problemer, da det tidvis har vært vanskelig å farge pyrenoidene for telling. Det har også vært vanskelig å skille *Ectocarpus*-artene fra hverandre, grunnet variasjon i morfologien til individene innen artene, da spesielt variasjon i formeringsstrukturer, eller mangel på disse. Videre har det vært tidvise utfordringer med å ta gode snitt, for å skille blæreløs blæretang fra gjelvtang. Som nevnt tidligere har sammenslåing av de vanskeligste artene til slekter blitt gjort, for at eventuelle feil i bestemmelsesarbeidet skal få så liten betydning som mulig, og for at sammenligningsgrunnlaget mellom undersøkelsene skal bli bedre. Til slutt kan også små og sjeldne individer ha blitt oversett i bestemmelsesarbeidet. I så tilfelle vil dette ha ført til et lavere rapportert artsantall enn det som faktisk er tilfelle.

4.4 Konklusjon

Hovedkonklusjonen i denne studien er at det har skjedd en signifikant endring i artssammensetningen i undersøkt område fra Larsen (1995) sin studie i 1993-94 til denne. Artssammensetningen har blant annet endret seg ved at 9 arter som Larsen (1995) fant, ikke ble gjenfunnet i denne undersøkelsen. Samtidig som 21 arter, funnet i denne undersøkelsen, ikke ble funnet i Larsen (1995) sin. Noen av artene som har kommet til i løpet av disse årene, er de fremmede artene: *Sargassum muticum*, *Dasya pedicellata* og *Dasysiphonia japonica*.

Videre har antall algetaksa økt noe mellom undersøkelsene, fra 52 til 63 taksa. Algetaksaene fordelte seg forholdsvis jevnt mellom rød-, brun- og grønnalger i begge studiene, men en liten forskyvning mot en mindre andel grønnalger og en høyere andel rødalger ble observert. Det har også funnet en utvidet vertikalutbredelse hos flere av tangartene sammenlignet med i 1993-94. Fra denne studien framstår forbedringen som noe beskjeden, da et lite antall stasjoner er undersøkt, men NIVA bekrefter at dette er tilfellet i store deler av Indre Oslofjord. Til slutt ser det ut til at forekomsten av lurvealger og epifytter har økt mellom

undersøkellesperiodene, mens mengde blåskjell tilsynelatende har gått ned. Dette er også bekreftet i andre undersøkelser.

Det er imidlertid ikke klart fra denne undersøkelsen hva som er de viktigste faktorene til de observerte endringene. Økt artsantall, nedgang i andel grønnalger og utvidet horisontalutbredelse for tangartene er endringer som alle indikerer at eutrofisituasjonen er bedre i dag sammenlignet med i 1993-94. Økt epifyttmengde og høyere forekomst av lurv knyttes derimot ofte til økt eutrofiering, men også høyere temperatur som følge av klimaendringer kan ha medvirket til dette. Nedgang i beitetrykket fra snegler, mindre konkurranse om substrat fra blåskjell, eller lite isskuring sammenlignet med Larsens (1995) undersøkelsesperiode er også faktorer som kan ha bidratt til endringene. Fordi begge undersøkelsene gir et øyeblikksbilde av fjorden, vil det likevel være sannsynlig at de observerte endringene mellom Larsens (1995) studie og denne, er styrt av tilfeldige endringer i miljøforhold og naturlige svingninger i forekomst av ulike algearter. I perioden mellom Larsen (1995) sin studie og denne er det gjort flere kvalitative og kvantitative undersøkelser. For å styrke kunnskapen om utviklinger i de bentiske algesamfunnene i Indre Oslofjord siden 1993-94, bør denne oppgaven sees i sammenheng med disse undersøkelsene. Kunnskap om slike utviklinger er viktige for å kunne vurdere hvordan algevegetasjonen og tilknyttede økosystemer vil påvirkes i tiden fremover. Dersom befolkningsveksten fortsetter, eutrofieringen forverres, og nedbør, samt temperatur øker med klimaendringene, er slik kunnskap spesielt viktig for å unngå at tilstanden i Indre Oslofjord vender tilbake til slik den var rundt 1950-tallet.

Litteratur

- Airoldi, L. (1998). Roles of disturbance, sediment stress, and substratum retention on spatial dominance in algal turf. *Ecology*, 79(8), 2759-2770. [http://dx.doi.org/10.1890/0012-9658\(1998\)079\[2759:RODSSA\]2.0.CO;2](http://dx.doi.org/10.1890/0012-9658(1998)079[2759:RODSSA]2.0.CO;2)
- Albretsen, J. (2019). I Arvnes, M. P. (Prosjektleder), *Kunnskapsstatus Oslofjorden* (SALT-rapport 1036). Hentet fra <https://www.miljodirektoratet.no/globalassets/publikasjoner/m1556/m1556.pdf?fbclid=IwAR1e1DQdtUdc3IA-GUmRyk4-9Sph3qEPgJv6gqWfe-RCUWyR9cG1649xW7k>
- Arvnes, M. P. (2019). I Arvnes, M. P. (Prosjektleder), *Kunnskapsstatus Oslofjorden* (SALT-rapport 1036). Hentet fra <https://www.miljodirektoratet.no/globalassets/publikasjoner/m1556/m1556.pdf?fbclid=IwAR1e1DQdtUdc3IA-GUmRyk4-9Sph3qEPgJv6gqWfe-RCUWyR9cG1649xW7k>
- Ballantine, W. J. (1961). A biologically-defined exposure scale for the comparative description of rocky shores. *Field Studies*, 1(3), 1-19. Hentet fra https://fsj.field-studies-council.org/media/341729/vol1.3_17.pdf
- Berge, J. A., Amundesen, R., Bratrud, T., Bølling, N., Erdahl, E., Gitmark, J., Gundersen, H., Hinchcliffe, C., Holt, T. F., Haande, S., Hylland, T. F., Johnsen, T. M., Kroglund, T., Ledand, A., Norli, M., Lømsland, E. R., Staalstrøm, A., Wisbech, C. & Wolf, R. (2014). *Overvåkning av indre Oslofjord i 2013*. (NIVA-rapport 6698-2012). Hentet fra <http://hdl.handle.net/11250/217649>
- Bergstøl, P. O., Feldborg, D. & Olsen, J. G. (1981). *Indre Oslofjord: Forurensningstilførsler 1920 – 1980: Tilførsel av fosfor*. (NIVA-rapport 1325). Hentet fra <http://hdl.handle.net/11250/203006>
- Beyer, F. & Føyn, E. (1951). Surstoffmangel i Oslofjorden. En kritisk situasjon for fjordens dyrebestand. *Naturen*, 75(10), 289–306.
- Bokn, T. L. & Lein, L. E. (1978). Long-term changes in furoid association of the inner Oslofjord, Norway. *Norwegian Journal of Botany*, 25, 9-14.
- Bokn, T. L. (1978). Klasser av fastsittende alger brukt som indikatorer på eutrofiering i estuarine og marine vannmasser. *Norsk Institutt for vannforskning årbok 1978*, 53-59.
- Bokn, T. L., Murray, S., Moy, F. & Magnusson, J. (1992). Changes in furoid distributions and abundances in the inner Oslofjord, Norway: 1974-80 versus 1988-90. I Sjögren, E. (Red.). *Phycological studies of Nordic coastal waters: a festschrift dedicated to Prof. Mats Wærn on his 80th birthday*. Uppsala: Svenska växtgeografiska sällskap.
- Borowtitska, M. A. (1972). Intertidal algal species diversity and the effect of pollution. *Australian Journal of Marine and Freshwater Research*, 23(2), 73-84.

- Brodie, J., Maggs, C. A. & John, D. M. (2007). *Green seaweeds of Britain and Ireland*. Dunmurry: British phycological society.
- Braarud, T. & Ruud, J. T. (1937). The hydrographic conditions and aeration of the Oslo fjord: 1933-1934. *Det Norske Videnskaps-Akademi i Oslo*, 15, 1-56.
- Baalsrud, K. & Magnusson, J. (2002). *Indre Oslofjord: Natur og Miljø*. Oslo: Fagrådet for vann- og avløpsteknisk samarbeid i Indre Oslofjord.
- Christie H., Norderhaug, K. M. & Fredriksen S. (2009). Macrophytes as habitat for fauna. *Marine Ecology Progress Series* 396, 221-233. Hentet fra https://www.researchgate.net/publication/250219546_Macrophytes_as_habitat_for_fauna
- Clarke, K. R. (1993). Non-parametric multivariate analyses of changes in community structure. *Australian Journal of Ecology*, 18(1), 117-143. <https://doi.org/10.1111/j.1442-9993.1993.tb00438.x>
- Cumming, G., Fidler, F. & Vaux D. L. (2007). Error bars in experimental biology. *The Journal of Cell Biology*, 177(1), 7–11. <https://doi.org/10.1083/jcb.200611141>
- Dokulil, M. T. & Teubner, K. (2011). Eutrophication and climate change: Present situation and future scenarios. I Ansari, A. A., Gill, S., S., Lanza, G. R. og Rast, W. (Red.), *Eutrophication: causes, consequences and control*. (s. 1-16) Dordrecht: Springer.
- Eppley, R. W. & Bovell, C. R. (1958). Sulfuric acid in Desmarestia. *The Biological Bulletin*, 115, 101-106. Hentet fra <https://www.journals.uchicago.edu/doi/epdf/10.2307/1539096>
- Field, J. G., Clarke, K. R. & Warwick, R. M. (1982) A practical strategy for analysing multispecies distribution patterns. *Marine Ecology Progress Series*, 8, 37-52. DOI:10.3354/meps008037
- Filbee-Dexter, K. & Wernberg., T. (2018). Rise of Turfs: A new battlefront for globally declining kelp forests. *BioScience*, 68(2), 64- 76. <https://doi.org/10.1093/biosci/bix147>
- Fletcher, R. L. (1987). *Seaweeds of the British Isles: Volume 3: Fucophyceae (Phaeophyceae) Part 1*. London: British Museum (Natural History).
- Fredriksen, S. & Rueness, J. (1990). *Eutrofisituasjonen i Ytre Oslofjord 1989: Delprosjekt 4.1: Benthosalger i Ytre Oslofjord*. (Overvåkingsrapport 297/90). Hentet fra <http://hdl.handle.net/11250/205849>
- Frigstad, H., Trannum H. C., Andersen, G. S., Kristiansen T., Norli, M., Gitmark, J., Kaste, Ø., Løvoll, G. & Eikrem W. (2017). *Klima-overblikk: Sammenstilling av klimarelevante resultater fra utvalgte overvåkingsprogram i kystsonen*. (NIVA-rapport 7214). Hentet fra <https://www.miljodirektoratet.no/globalassets/publikasjoner/m905/m905.pdf>

- Gade, H. G. (1970). *Hydrographic investigations in the Oslofjord: A study of water circulation and exchange processes: Vol. 1.* (Rapport 24). Universitetet i Bergen.
- Glibert, M. P., Seitzinger, S., Heil C. A., Burkholder J. M., Parrow M. W., Codispoti L. A. & Kelly V. (2005). The role of eutrophication in the global proliferation of harmful algal blooms. *Oceanography* 18(2), 198-209. <https://doi.org/10.5670/oceanog.2005.54>
- Google, Maxar Technologies & Kartdata. (2022a). [Sattelittbilde fra Bygdøy vest]. Hentet (5.05.2022) fra <https://www.google.no/maps/place/59%C2%B054'08.9%22N+10%C2%B039'50.4%22E/@59.9021191,10.6632017,169m/data=!3m1!1e3!4m5!3m4!1s0x0:0xbcaee73b9f96ea6d!8m2!3d59.9024722!4d10.664?hl=no>
- Google, Maxar Technologies & Kartdata. (2022b). [Sattelittbilde fra Bygdøynes]. Hentet (5.05.2022) fra <https://www.google.no/maps/place/59%C2%B054'12.9%22N+10%C2%B042'05.8%22E/@59.903586,10.6994224,364m/data=!3m2!1e3!4b1!4m5!3m4!1s0x0:0x84b1da89689bec04!8m2!3d59.9035833!4d10.7016111?hl=no>
- Google, Maxar Technologies & Kartdata. (2022c). [Sattelittbilde fra Nakkholmen]. Hentet (5.05.2022) fra <https://www.google.no/maps/place/59%C2%B053'26.9%22N+10%C2%B041'28.1%22E/@59.8908083,10.6889502,364m/data=!3m2!1e3!4b1!4m5!3m4!1s0x0:0x98b03716dea20b3!8m2!3d59.8908056!4d10.6911389?hl=no>
- Google, Maxar Technologies & Kartdata. (2022d). [Sattelittbilde fra Gressholmen]. Hentet (5.05.2022) fra <https://www.google.no/maps/place/59%C2%B053'10.6%22N+10%C2%B043'33.5%22E/@59.8862805,10.7237835,365m/data=!3m2!1e3!4b1!4m5!3m4!1s0x0:0x27853081a5e8ea7b!8m2!3d59.8862778!4d10.7259722?hl=no>
- Gran, H. H. (1897). Kristianiafjordens algeflora: Volume 1: Rhodophyceae og Phaeophyceae. *Videnskabselselskabets Skrifter 1. Mathem.,-naturvid., klasse, 1896(2)*, 1-56.
- Grenager, B. (1957). Algological observations from the polluted area of the Oslofjord. *Nytt Magasin for Botanikk, 5*, 41-60.
- Guerrero, J. L. & Sample, J. E. (2021). *Kildefordelte tilførsler av nitrogen og fosfor til norske kystområder i 2019 – tabeller, figurer og kart.* (NIVA-rapport 7599). Hentet fra <https://www.miljodirektoratet.no/globalassets/publikasjoner/m1252/m1252.pdf>
- Guiry, M. D. & Guiry, G. M. (2022). AlgaeBase. Hentet fra <https://www.algaebase.org>
- Husa, V. (2007). Varmere sjøvann – hvordan vil makroalger påvirkes?. *Havforskningsnytt, 14*. Havforskningsinstituttet. Hentet fra <http://hdl.handle.net/11250/115417>

- Husa, V., Agnalt, A.-L., Svensen, R., Rokkan-Iversen, K., Steen, H., Jelmert, A., Farestvedt, E. & Petersen, H. (2013). *Kartlegging av fremmede marine arter i indre og ytre Oslofjord*. (DN-utredning 4). Hentet fra <https://www.miljodirektoratet.no/globalassets/dokumenter/publikasjoner/oppdragsrapporter/dn-utredning-4-2013 nett final.pdf>
- Husa, V., Fredriksen, S. & Sjøtun, K. (2018a, 5. juni). *Sargassum muticum*, vurdering av økologisk risiko. Fremmedartslista 2018. Artsdatabanken. Hentet 30. april 2022 fra <https://www.artsdatabanken.no/fab2018/N/701>
- Husa V., Fredriksen, S. & Sjøtun, K. (2018b, 5. juni). *Dasya baillouviana*, vurdering av økologisk risiko. Fremmedartslista 2018. Artsdatabanken. Hentet 30. april 2022 fra <https://www.artsdatabanken.no/fab2018/N/4>
- Husa, V., Fredriksen, S. & Sjøtun, K. (2018c, 5. juni). *Dasysiphonia japonica*, vurdering av økologisk risiko. Fremmedartslista 2018. Artsdatabanken. Hentet 1. mai 2022 fra <https://www.artsdatabanken.no/fab2018/N/3308>
- Isæus M., Malm, T., Persson S. & Svensson, A. (2004). Effects of filamentous algae and sediment on recruitment and survival of *Fucus serratus* (Phaeophyceae) juveniles in the eutrophic Baltic Sea. *European Journal of Phycology* 39(3), 301-307. DOI: 10.1080/09670260410001714732
- IUCN. (u.å.). Invasive species. Hentet fra <https://www.iucn.org/theme/species/our-work/invasive-species>
- Jelmert A, Gulliksen B, Oug E, Sundet J & Falkenhaus T (2018, 5. juni). *Crassostrea gigas*, vurdering av økologisk risiko. Fremmedartslista 2018. Artsdatabanken. Hentet 2. mai 2022 fra <https://www.artsdatabanken.no/fab2018/N/1050>
- Johnsen, U. H. *The benthic algae of the Bærum basin in the inner Oslofjord. A comparison of eight sites between 1993-94 and 2018*. (Hovedfagsoppgave). Universitetet i Oslo.
- Kautsky, H., Kautsky, L. Kautsky, N., Kautsky, U. & Lindblad, C. (1992). Studie on the *Fucus vesiculosus* community in the Baltic Sea. I Sjögren, E. (Red.). *Phycological studies of Nordic coastal waters: a festschrift dedicated to Prof. Mats Wærn on his 80th birthday*. Uppsala: Svenska växtgeografiska sällskap.
- Kendrick, G. A. (1991). Recruitment of coralline crusts and filamentous turf algae in the Galapagos archipelago: effect of simulated scour, erosion and accretion. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 147(1), 47-63. DOI: 10.1016/0022-0981(91)90036-V
- Kingsbury, J. M. (1962). The Effect of Waves on the Composition of a Population of Attached Marine Algae. *Bulletin of the Torrey Botanical Club* 89(3), 143–160. <https://doi.org/10.2307/2482562>

- Klavestad, N. (1967). *Undersøkelser over benthos-algevegetasjonen i indre Oslofjord i 1962-1965* (Oslofjorden og dens forurensningsproblemer. 1. Undersøkelsen 1962-1965. Delrapport nr 9). Oslo: Norsk institutt for vannforskning
- Klavestad, N. (1978). The Marine Algae of the Polluted Inner Part of the Oslofjord. A survey carried out 1962-1966. *Botanica Marina* 21, 71-97.
- Kosub, S. (2018). A note on the triangle inequality for the Jaccard distance. *Pattern Recognition Letters*, 120, 36-38. <https://doi.org/10.1016/j.patrec.2018.12.007>
- Kroglund, T., Berge, J. A., Bokn, T. L., Gitmark, J. K. & Magnusson, J. (2017). Endringer i horisontalutbredelsen av tang i Indre Oslofjord – betydningen av kommunenes rens tiltak. *VANN*, 01, 93-101. Hentet fra <http://hdl.handle.net/11250/2569072>
- Kruskal, J.B. (1964). Multidimensional scaling by optimizing goodness of fit to a nonmetric hypothesis. *Psychometrika*, 29, 1–27. <https://doi.org/10.1007/BF02289565>
- Larsen, J. F. (1995). *Utbredelsen av bentosalger i indre Oslofjord*. (Hovedfagsoppgave). Universitetet i Oslo.
- Lein, T. E. (1976). *Strukturen i benthiske littoralsamfunn i indre Oslofjord: En metodisk undersøkelse av diversitet og stratifisering. Del 1*. (Hovedfagsoppgave). Universitetet i Oslo.
- Lein, T. E. (1980). The effects of *Littorina littorea* L. (Gastropoda) grazing on littoral green algae in the inner Oslofjord, Norway. *Sarsia*, 65(2), 87-92. <https://doi.org/10.1080/00364827.1980.10431477>
- Lindholm, O. G. (2011). Regnvannsoverløp: Status, krav og dokumentasjon av utslipp. *Vann*, 01, 83-90. Hentet fra https://vannforeningen.no/wp-content/uploads/2015/06/2011_820096.pdf
- Lundsør, E., Dolven J. K. & Haugestøl, G. L. (2019). *Miljøovervåking i Indre Oslofjord 2018. Vedleggsrapport*. Hentet fra <http://www.indre-oslofjord.no/uploads/VedleggsrapportmiljoovervkingiIndreOslofjord2018.pdf>
- Lundsør, E., Dolven, J. K. & Andersen, G. S. (2017). *Overvåking av Indre Oslofjord 2016. Vedleggsrapport*. Hentet fra http://www.indre-oslofjord.no/uploads/OvervkingavindreOslofjord2016_B02.pdf
- Magnusson, J., Bokn, T., Moy, F., Pedersen, A. & Larsen, G. (1992). *Overvåking av forurensningssituasjonen i Indre Oslofjord 1991*. (NIVA-rapport 2722). Hentet fra <http://hdl.handle.net/11250/206792>
- Magnusson, J., Moy, F., Bokn T. & Larsen, G. (1989). *Overvåking av forurensningstilstanden i Indre Oslofjord 1988*. (NIVA-rapport 2297). Hentet fra <http://hdl.handle.net/11250/205681>

- McCormick, P.V. & Cairns, J. (1994). Algae as indicators of environmental change. *Journal of Applied Phycology* (6), 509–526 <https://doi.org/10.1007/BF02182405>
- Metrologisk institutt. (20. januar 2021). Østlandet siden 1900. Hentet 08. april 2022 fra <https://www.met.no/vaer-og-klima/klima-siste-150-ar>
- Moore, H. B. (1935). The Biology of *Balanus balanoides*. IV. Relation to Environmental Factors. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom* 20(2), 279-307. Hentet fra http://plymsea.ac.uk/id/eprint/875/1/The_biology_of_Balanus_balanoides_IV_Relation_to_environmental_factors.pdf
- Moy, F. E. & Christie, H. (2012). Large-scale shift from sugar kelp (*Saccharina latissima*) to ephemeral algae along the south and west coast of Norway. *Marine Biology Research*, 8(4), 309-321. <https://doi.org/10.1080/17451000.2011.637561>
- Moy, F.E., Christie, H., Alve, E. & Steen, H. (2008). Sukkertareprosjektet: Statusrapport nr 3 (NIVA-rapport 5585). Hentet fra <http://hdl.handle.net/11250/214031>
- Moy, S. R. (2020). *Eutrofiobservasjon i Ytre Oslofjord 2019-2023. Bentosundersøkelser i 2019. Fagrapport*. (NIVA-rapport 7514). Hentet fra <https://hdl.handle.net/11250/2660252>
- Nielsen, R. & Lundsteen, S. (2019a). *Danmarks havalger bind 1: Rødalger (Rhodophyta)*. København: Det kongelige danske videnskabernes selskap.
- Nielsen, R. & Lundsteen, S. (2019b). *Danmarks havalger bind 2: Brunalger (Phaeophyceae) og grønalger (Chlorophyta)*. København: Det kongelige danske videnskabernes selskap.
- Nordre Follo renseanlegg IKS (u.å). Flytskjema. Hentet fra <https://www.nfra.no/flytskjema>
- Norling, P. & Jelmert, A. (2014). *Fremmede marine arter i Oslofjorden*. (NIVA-rapport 5919). Hentet fra https://niva.brage.unit.no/niva-xmllui/bitstream/handle/11250/214840/5919-2010_200dpi.pdf?sequence=1
- Ojha, K. K., Mishra, S. & Singh V. K. (2021). Chapter 5 - Computational molecular phylogeny: concepts and applications. I Singh, D. B. & Pathak, R. K. (Red.), *Bioinformatics: Methods and Applications* (s. 67-89). Academic Press Inc.
- Omland, S. E., Beitveit, T. & Larsen, J. (2022). *Oslo Havn: Årsberetning 2021*. Hentet fra <https://www.oslohavn.no/globalassets/oslo-havn/dokumenter/oslo-havn-publikasjoner-2022/arsrapport-oslo-havn-2021-web.pdf>
- Pratt, C. M. & Johnson, A. S. (2002). Strength, drag, and dislodgment of two competing intertidal algae from two wave exposures and four seasons. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 272(1), 71-101. [https://doi.org/10.1016/S0022-0981\(02\)00046-1](https://doi.org/10.1016/S0022-0981(02)00046-1)

- Rueness, J. & Nøkling-Eide, K. (2021a). *Bestemmelsesnøkler til norske marine makroalger: 1. Rødalger*. Oslo: Norsk botanisk forening.
- Rueness, J. & Nøkling-Eide, K. (2021b). *Bestemmelsesnøkler til norske marine makroalger: 2. Brunalger*. Oslo: Norsk botanisk forening.
- Rueness, J. & Nøkling-Eide, K. (2021c). *Bestemmelsesnøkler til norske marine makroalger: 3. Grønnalger*. Oslo: Norsk botanisk forening.
- Rueness, J. (1973). Pollution effects on littoral algal communities in the inner Oslofjord, with special reference to *Ascophyllum nodosum*. *Helgoländer wissenschaftliche Meeresuntersuchungen* 24, 446-454.
- Rueness, J. (1977). *Norsk algeflora*. Oslo: Universitetsforlaget.
- Rueness, J. (1985). Japansk drivtang – *Sargassum muticum* – Biologisk forurensing av europeiske farvann. *Blyttia*, 43, 71-74.
- Rueness, J. (1989). *Sargassum muticum* and other introduced Japanese macroalgae: Biological pollution of European coasts. *Marine Pollution Bulletin*, 20(4), 173-176.
- Rueness, J. (1998). *Alger i farger: En felthåndbok om kystens makroalger*. Oslo: Almater forlag.
- Schindler, D. W. (2006). Recent advances in the understanding and management of eutrophication. *Limnology and Oceanography*, 51, (1, del 2), 356–363. DOI: 10.4319/lo.2006.51.1_part_2.0356
- Staalstrøm, A., Engesmo, A., Andersen, G. S., Borgersen, G., Moy, S., Valestrand, L., Brooks, S., Hylland, K. & Holth T. F. (2021). *Undersøkelse av hydrografiske og biologiske forhold i Indre Oslofjord: Årsrapport 2020*. (NIVA-rapport 7650). Hentet fra <https://hdl.handle.net/11250/2660255>
- Sundene, O. (1953). The algal vegetation of Oslofjord. *Det Norske Videnskabs-Akademi i Oslo* 1. Mat.,-naturv., klasse, 1953(2), 1-244.
- Sundene, O., 1973. Growth and reproduction in *Ascophyllum nodosum* (Phaeophyceae). *Norwegian Journal of Botany*, 20, 249-255.
- Taguchi, Y.-H. & Oono, Y. (2005). Relational patterns of gene expression via non-metric multidimensional scaling analysis. *Bioinformatics*, 21(6), 730-40. <https://doi.org/10.1093/bioinformatics/bti067>
- Thomas M. L. H., Arnold D. C., & Taylor A. R. A. (1983). Chapter 4: Rocky Intertidal Communities. I Thomas, M. L. H. (Red.), *Marine and Coastal Systems of the Quoddy Region, New Brunswick*. (s. 35-73). Ottawa: Department of Fisheries and Oceans.

- Vadas Sr., R. L., Johnson, S. & Norton, T. A. (1992). Recruitment and mortality of early post-settlement stages of benthic algae. *British phycollogical Journal*, 27, 331-351.
<https://doi.org/10.1080/00071619200650291>
- VEAS. (2021). *Årsrapport 2021*. Hentet fra
https://www.veas.nu/global/upload/rBPPQ/files/222205%20Veas%20A%CC%8Arspanport%202021_pages.pdf
- VEAS. (u.å.). Om renseprosessen. Hentet 27. april 2022 fra
<https://www.veas.nu/produkter/vann>
- Vogt, H. & Schram, W. (1991). Conspicuous decline of *Fucus* in Kiel Bay (Western Baltic): What are the causes?. *Marine Ecology Progress Series*, 69, 189-194. Hentet fra
<https://www.int-res.com/articles/meps/69/m069p189.pdf>
- Walday, M., Moy, F. & Tveiten, L. (2004). *Undersøkelser av marine hardbunnsorganismer i området utenfor Kårstø gassprosesseringsanlegg 2002 og 2003*. (NIVA-Rapport 4807). Hentet fra <http://hdl.handle.net/11250/212384>
- Walday, M., Rinde, E., Andersen, G. S., Hancke, K. & Moy, S. (2021). *Frisk Oslofjord. Undersøkelser på grunt vann - med utprøving av ny teknologi*. (NIVA-rapport 7642). Hentet fra <https://hdl.handle.net/11250/2762790>
- Yr.no (u.å.). Historikk: datosøk. Hentet 26. april 2021 fra
<https://www.yr.no/nn/historikk/graf/0-671/Noreg/Oslo/Oslo/Yr.no>

Appendiks

Appendiks 1: Stasjonenes koordinater

Appendiks 2: Satellittbilder med undersøkt transekt for stasjonene

Appendiks 3: Matrise for statistiske analyser

Appendiks 4: Programmeringskoder fra statistikkprogrammet R, brukt i statistiske analyser

Appendiks 1: Stasjonenes koordinater

STASJONSNUMMER	STASJONSNAVN	KOORDINATER
1	Bygdøy vest	59°54'08.9"N 10°39'50.4"E
2	Bygdøynes	59°54'12.9"N 10°42'05.8"E
3	Nakkholmen	59°53'26.9"N 10°41'28.1"E
4	Gressholmen	59°53'10.6"N 10°43'33.5"E

Appendiks 2: Satellittbilder med undersøkt transekt for stasjonene



Figur A1. Satellittbilde fra Bygdøy vest. Transekt som er undersøkt er tegnet inn omtrentlig, og vises i rødt. Målestokk er satt inn i nedre hjørne til venstre. Bildet er hentet fra Google sin kartfunksjon (Google et al., 2022a).



Figur A2. Satellittbilde fra Bygdøynes. Transekt som er undersøkt er tegnet inn omtrentlig, og vises i rødt. Målestokk er satt inn i nedre hjørne til høyre. Bildet er hentet fra Google sin kartfunksjon (Google et al., 2022b).



Figur A3. Satellittbilde fra Nakkholmen. Transekt som er undersøkt er tegnet inn omtrentlig, og vises i rødt. Målestokk er satt inn i nedre hjørne til høyre. Bildet er hentet fra Google sin kartfunksjon (Google et al., 2022c).



Figur A4. Satellittbilde fra Gressholmen. Transekt som er undersøkt er tegnet inn omtrentlig, og vises i rødt. Målestokk er satt inn i nedre hjørne til høyre. Bildet er hentet fra Google sin kartfunksjon (Google et al., 2022d).

Appendiks 3: Matrise for statistiske analyser

Tabell A1. Matrise hvor næver og fravær er gitt som henholdsvis 1 og 0 for hver av artene. Dette er oppgitt for hver stasjon og i hver undersøkelsesperiode.

Art:	2021				1993-94			
	Bygdøy vest	Bygdøy nes	Nakkholmen	Gressholmen	Bygdøy vest	Bygdøy nes	Nakkholmen	Gressholmen
Grønnalger								
<i>Acrosiphonia arcta</i>	0	1	1	0	0	0	1	1
<i>Blidingia minima</i>	1	1	0	0	1	1	1	1
<i>Bryopsis hypnoides</i>	0	1	0	0	1	1	1	1
<i>Chaetomorpha aerea</i>	0	0	1	0	0	0	0	0
<i>Chaetomorpha ligustica</i>	0	0	0	0	1	1	1	1
<i>Cladophora</i> spp.	1	1	1	1	1	1	1	1
<i>Codium fragile</i>	0	0	0	0	0	1	1	0
<i>Derbesia marine</i>	0	1	0	0	0	0	0	0
<i>Monostroma grevillei</i>	1	1	1	0	1	1	1	0
<i>Prasiola stipitata</i>	0	0	0	0	0	0	1	0
<i>Protomonostroma undulatum</i>	0	0	0	1	0	0	0	0
<i>Rhizoclonium riparum</i>	1	1	1	1	1	1	1	0
<i>Spongomorpha aeruginosa</i>	1	1	1	1	0	0	1	0
<i>Ulothrix</i> sp.	1	1	0	0	1	1	1	1
<i>Ulva clathrata</i>	0	1	1	1	0	0	0	0
<i>Ulva fenestrata</i>	1	0	1	0	1	1	1	1
<i>Ulva flexuosa</i>	1	1	1	1	0	0	1	0
<i>Ulva intestinalis</i> og <i>Ulva clathrata</i>	1	1	1	1	1	1	1	1
<i>Ulva linza</i>	1	0	0	0	1	1	0	0
<i>Ulva prolifera</i>	1	1	1	1	1	1	1	1
<i>Ulva</i> spp.	0	0	0	0	1	1	1	1
<i>Urospora pencilliformis</i>	0	1	1	0	1	1	0	0

<i>Urospora wormskioldi</i>	0	0	1	1	0	0	0	0
Brunalger:								
<i>Asperococcus bullosus</i>	1	0	0	0	0	0	0	0
<i>Chaetopteris plumosa</i>	0	0	0	1	0	0	0	0
<i>Desmarestia aculeata</i>	1	0	0	0	0	0	0	0
<i>Desmarestia viridis</i>	0	1	0	1	1	1	1	1
<i>Dictyosiphon foeniculaceus</i>	1	1	1	0	1	1	1	1
<i>Ectocarpus</i> spp.	1	1	1	1	1	1	1	1
<i>Elachista fucicola</i>	1	1	1	1	1	1	1	1
<i>Fucus distichus</i> subsp. <i>evanescens</i>	1	1	1	1	1	1	1	1
<i>Fucus serratus</i>	1	0	1	1	0	0	0	1
<i>Fucus spiralis</i>	1	1	1	1	1	0	1	1
<i>Fucus vesiculosus</i>	1	1	1	1	0	0	0	1
<i>Halosiphon tomentosus</i>	1	1	1	1	1	0	1	0
<i>Hincksia sandriana</i>	0	0	0	0	0	0	1	0
<i>Petalonia fascia</i>	0	0	0	0	1	1	1	1
<i>Protohalopteris radicans</i>	0	1	0	0	0	0	0	0
<i>Punctaria plantaginea</i>	1	0	1	1	0	0	0	0
<i>Pyllaiella litoralis</i>	0	1	1	1	1	1	1	1
<i>Saccharina latissima</i>	0	0	0	0	0	1	1	0
<i>Sargassum muticum</i>	1	1	1	1	0	0	0	0
<i>Scytosiphon lomentaria</i>	1	1	0	1	1	1	1	1
<i>Skorpeformende alger</i>	0	0	0	0	1	1	1	1
<i>Sphacelaria cirrosa</i>	1	1	1	1	0	0	0	0
<i>Spongonema tomentosum</i>	1	0	1	1	0	0	0	1
<i>Stictyosiphon tortilis</i>	1	0	1	1	0	0	0	0
Rødalger:								
<i>Ahnfeltia plicata</i>	1	1	1	1	0	0	1	0
<i>Acrochaetium</i> sp.	1	1	0	1	1	0	1	1
<i>Antithamnion cruciatum</i>	0	1	0	1	0	0	0	0

<i>Bangia atropurpurea</i>	0	0	0	0	1	1	0	0
<i>Callithamnion corymbosum</i>	0	1	1	1	0	0	1	0
<i>Carradoriella elongata</i>	1	0	0	1	0	0	0	0
<i>Ceramium tenuicorne</i>	1	1	1	1	1	1	1	1
<i>Ceramium virgatum</i>	1	1	1	1	1	1	1	0
<i>Chondrus crispus</i>	1	1	1	1	1	0	1	1
<i>Cystoclonium purpureum</i>	0	0	1	0	0	0	0	0
<i>Dasya baillouviana</i>	1	1	1	1	0	0	0	0
<i>Dasysiphonia japonica</i>	0	1	1	0	0	0	0	0
<i>Dumontia contorta</i>	1	1	1	1	1	1	1	1
<i>Erythrotrichia carnea</i>	1	1	1	1	1	1	1	0
<i>Erythrotrichia reflexa</i>	0	1	0	0	0	0	0	0
<i>Hildenbrandia rubra</i>	1	1	1	0	1	1	1	1
<i>Leptosiphonia fibrillosa</i>	1	1	1	1	1	0	1	0
<i>Lomentaria clavellosa</i>	1	0	1	0	0	0	0	0
<i>Malanothamnus harveyi</i>	0	1	0	0	1	1	1	0
<i>Polyides rotunda</i>	1	0	0	0	0	0	0	0
<i>Polysiphonia stricta</i>	1	1	1	1	1	0	1	0
<i>Porphyra</i> spp.	1	0	0	1	1	1	1	1
<i>Rhodomela confervoides</i>	1	0	1	1	0	0	0	0
<i>Scagelia</i> sp.	0	0	0	0	0	1	0	0
<i>Skorpeformet kalkalger</i>	1	1	1	1	1	0	1	0
<i>Stylonema alsidii</i>	0	0	0	0	0	0	1	0
<i>Vertebrata fucoides</i>	1	1	1	1	1	0	1	0

Appendiks 4: Programmeringskoder fra statistikkprogrammet R, brukt i statistiske analyser

```
# Load data
full_table = read.table('Algae_abundance_table_and_metadata.tsv', sep='\t',
header=TRUE)
species_by_type = read.table('Algae_species_by_type.tsv', sep='\t',
header=TRUE)

# Split full table into abundance and metadata
abundance_table = full_table[,4:79]
rownames(abundance_table) = full_table[,1]
metadata_table = full_table[,2:3]
rownames(metadata_table) = full_table[,1]

### Ordination - Q type ###
library(vegan)
algae_dist = vegdist(abundance_table, method='jaccard', binary=TRUE) # We
use the Jaccard coefficient because it is presence absence data and to
account for the double zero problem.
algae_mds = metaMDS(algae_dist) # nMDS
#ef = envfit(algae_mds, metadata_table, permu=999, na.rm=T) # Fitting
metadata variables onto the ordination - no use because species scores are
unavailable.
#ordiplot(algae_mds)
#plot(ef, p.max = 0.05, cex=0.6)

#Use ggplot2 for non-metric multidimensional scaling with color coding
based on season factor
library(ggplot2)
data.scores=as.data.frame(scores(algae_mds)) #Using the scores function
from vegan to extract the site scores and convert to a data.frame
data.scores$sampling.time=metadata_table$Year
data.scores$site=metadata_table$Site #Create a column of
site names, from the rownames of data.scores

#data.scores.species=as.data.frame(scores(data.mds, "species")) #Using the
scores function from vegan to extract the site scores and convert to a
data.frame
#data.scores.species$species=colnames(data.seasons.df[,4:81])

#Use hulls on nMDS for seasons
year_2021 = data.scores[data.scores$sampling.time == "2021",
][chull(data.scores[data.scores$sampling.time ==
"2021", c("NMDS1", "NMDS2")]), ] #Hull values for 2021
years_1993_1994 = data.scores[data.scores$sampling.time == "1993-94",
][chull(data.scores[data.scores$sampling.time ==
"1993-94", c("NMDS1", "NMDS2")]), ] #Hull values for 1993-94
hull.data = rbind(year_2021, years_1993_1994) #Combine sampling year data.

#nMDS for sampling times without species labels, sampling time polygons
pdf('Q_type_nMDS.pdf')
ggplot() +

geom_polygon(data=hull.data, aes(x=NMDS1, y=NMDS2, fill=sampling.time, group=sa
mpling.time), alpha=0.15) + #Add the convex hulls
geom_text(data=data.scores, aes(x=NMDS1, y=NMDS2, label=site,
colour=sampling.time), alpha=1, size=2.5) + #Add the species labels
coord_equal() +
```

```

theme_bw() +
theme(panel.grid.major = element_blank(), #Remove major-grid labels
      panel.grid.minor = element_blank(), #Remove minor-grid labels
      legend.position = "bottom",
      legend.title = element_blank(),
      legend.direction = "vertical",
      legend.box = "horizontal")
dev.off()

# Permutation test for sampling time
adonis2(abundance_table ~ Year, data=full_table, method='jaccard',
binary=TRUE) #Permutational ANOVA for sampling time effect on species
abundances
adonis2(abundance_table ~ Year + Site, data=full_table, method='jaccard',
binary=TRUE) #Permutational ANOVA for sampling time and site effects on
species abundances, additive model

# Hierarchical clustering of both sampling years
pdf('Hierarchical_clustering_both_sampling_years.pdf')
library(ggdendro)
ggdendrogram(hclust(algae_dist), rotate = TRUE, size = 2)
dev.off()

boot.tree <- function(data, B = 100, tree = "upgma") {
  library(phangorn)
  func <- function(x) upgma(dist(x, method = "euclidean"),
method="average")
  if (tree == "nj") {
    func <- function(x) nj(dist(x, method = "euclidean"))
  }
  if (tree == "hclust") {
    func <- function(x) {
      #tr = hclust(dist(x, method = "euclidean"))
      tr = hclust(vegdist(x, method='jaccard', binary=TRUE))
      tr = as.phylo(tr)
      return(tr)
    }
  }
  tr_real = func(data)
  plot(tr_real)
  library(ape)
  #bp <- boot.phylo(tr_real, data, FUN=func, B=B)
  bp <- boot.phylo(tr_real, data, func, trees = FALSE, B=B)
  axisPhylo(side = 1, root.time = max(vegdist(data, method='jaccard',
binary=TRUE)), backward = TRUE)
  nodelabels(bp)
  return(bp)
}
boot.tree(abundance_table, B=100, tree='hclust')

pdf('Hierarchical_clustering_both_sampling_years.pdf')
boot.tree(abundance_table, B=100, tree='hclust')
dev.off()

```