

Samfunn knyttet til kunstig substrat i båthavner i Oslofjorden

Et studium over sesong med fokus på fremmede
arter

June Helén Gabrielsen



Masteroppgave
Marinbiologi og limnologi
60 studiepoeng

Institutt for Biovitenskap
Det matematisk-naturvitenskapelige fakultet

UNIVERSITETET I OSLO

07.06.2022

© 2022 June Helén Gabrielsen

Samfunn knyttet til kunstig substrat i båthavner i Oslofjorden - Et studium over sesong med fokus på fremmede arter

June Helén Gabrielsen

<http://www.duo.uio.no/>

Trykk: Reprosentralen, Universitetet i Oslo

Sammendrag

Et stort biologisk mangfold bidrar til at havene våre kan være produktive, og gjør økosystemer mer fleksible og tilpasningsdyktige i møte med miljøendringer og forstyrrelser. Biologisk mangfold gir viktige økosystemtjenester til mennesker, slik som tilgang på mat og lagring av drivhusgasser. Likevel er det biologiske mangfoldet i havet under stort press fra menneskelig påvirkning. Dette har ført til en rask nedgang i marin biodiversitet globalt, der spredningen av fremmede arter er en viktig årsak til denne nedgangen. I Norge er Oslofjorden ansett som et høyrisikoområde for introduksjon av fremmede arter, med stor marin aktivitet og et gunstig klima. Syv båthavner i Oslofjorden som tidligere er blitt kartlagt av HI og NIVA ble besøkt i dette studiet, for å kartlegge forekomsten av fremmede arter som lever på kunstig substrat. For å sette observasjonene av fremmede arter i en større sammenheng, ble de stedegne samfunnene på kunstig substrat undersøkt, for å se hvordan artssammensetning, antall taksa, antall individer og biodiversitet varierte mellom sesong og lokalitet, samt mellom indre og ytre brygge i båthavnene. Feltarbeidet ble utført i tre sesonger, henholdsvis våren, sommeren og høsten 2021. Metodene som ble benyttet var RAS-kartlegging og utplassering av naturlig sisalfaunafelle for undersøkelser av kunstig substrat, der det ved funn av stillehavsøsters (*Magallana gigas*) ble målt individstørrelse. På høsten ble det i tillegg benyttet syntetisk polypropylen faunafelle, for å fange opp effekten naturlig og syntetisk tau hadde på tilstedeværelsen av fremmede arter. Resultatene viste at sesong og lokalitet forklarte mest av variasjonen mellom stedegne samfunn, der de største variasjonene ble funnet mellom indre og ytre Oslofjord. Plassering fra indre til ytre brygge i båthavnen forklarte lite av variasjonen. Høy artsrikhet av lokale taksa ga flere funn av fremmede arter, der det totalt ble funnet seks marine fremmede arter. Disse var stillehavsøsters, japansk spøkelseskreps (*Caprella mutica*), strømgarn (*Dasya baillouviana*), djeveltunge (*Grateloupia turuturu*), japansk sjølyng (*Dasysiphonia japonica*) og tøffelsnegl (*Crepidula fornicata*). I dette masterstudiet ble *G. turuturu* for første gang observert på Steinbrygga båthavn i Horten. Stillehavsøsters ble som eneste art funnet på alle lokaliteter, og hadde størst individstørrelse om høsten. Naturlige faunafeller hadde en høyere tilstedeværelse av både antall taksa og individer, inkludert høyere forekomst av *C. mutica*, sammenlignet med de syntetiske faunafellene. Funnene i dette masterstudiet kan bli et viktig bidrag i utviklingen av kunnskap om fremmede arter og deres forekomst i Norge.

Anerkjennelse

Denne masteroppgaven ble gjennomført ved seksjon for akvatisk biologi og toksikologi (AQUA) ved Institutt for biovitenskap ved Universitetet i Oslo (UiO), og ble utført i samarbeid med Norsk institutt for vannforskning (NIVA).

Først og fremst ønsker jeg å takke eksternveilederen min ved NIVA, Trine Bekkby, for utrolig god hjelp og veiledning gjennom hele masterløpet mitt. Å ha henne som veileder har bydd på mange gode samtaler og mye latter, og hennes engasjement og strålende humør har vært til stor inspirasjon gjennom hele masterperioden. Jeg er veldig takknemlig for at hun ga meg muligheten til å gjennomføre denne oppgaven i samarbeid med NIVA.

Jeg vil også takke internveilederen min ved UiO, Stein Fredriksen, som har bidratt med sin gode kunnskap og assistanse både ute i felt, på lab og med oppgaven. Det er mye takket være hans fantastiske formidlingsevne av makroalger at jeg valgte en masterretning innen marinbiologi, og det er jeg veldig glad for.

Takk til Eli Rinde og Hartvig Christie ved NIVA, for deres gode humør og assistanse ute i felt og på lab, med en ekstra takk til Eli som i tillegg ga god hjelp med oppgaven.

Til familie og venner, takk for den gode støtten og alle oppmuntrende ord jeg har fått gjennom disse to årene. For gleden dere deler med meg når jeg viser frem bilder og videoer av all slags dyr og alger jeg har funnet ute i felt, og for motiverende ord når frustrasjonen har steget. Gjennom to år med masterstudier parallelt med en pandemi, har dere vært gode å ha.

Og til slutt vil jeg takke deg Marius. Jeg hadde ikke klart å levere denne masteroppgaven uten deg. Takk for at du har fått meg gjennom disse to årene, og for all støtten, tålmodigheten og kjærligheten du har vist.

Innholdsfortegnelse

1 Innledning	1
1.1 Introduksjonsveier for marine fremmede arter i Norge	4
1.2 Etablering av fremmede arter i nye områder	6
1.3 Effekter av fremmede arter i marine miljøer	6
1.4 Oslofjorden som studieområde	7
1.5 Mål for dette studiet	9
2 Materialer og metoder	11
2.1 Nærmere beskrivelse av lokalitetene	12
2.1.1 Vollen marina – Asker	14
2.1.2 Fyllinga båthavn – Horten	15
2.1.3 Steinbrygga båthavn – Horten	16
2.1.4 Ula båthavn – Larvik	17
2.1.5 Utgårdskilen båthavn – Hvaler	18
2.1.6 Fagerstrand båthavn – Nesodden	19
2.1.7 Ok sval båthavn – Nesodden	20
2.2 RAS-kartlegging	21
2.3 Faunafeller	23
2.4 Undersøkelser av syntetisk og naturlig tau	24
2.5 Innsamling av støtteparametere	25
2.6 Artsbestemmelser på laboratorium	25
2.7 Utregninger, statistiske analyser og presentasjon av data	27
2.7.1 Samfunnsanalyse (DCA-ordinasjon)	27
2.7.2 Antall taksa, antall individer og biodiversitetsindeks (ANOVA)	28
2.7.3 Antall taksa og individer på syntetisk og naturlig tau (parvis t-test)	29
2.7.4 Analyse av antall fremmede arter mot totalt antall taksa (lineær regresjon)	29
3 Resultater	30
3.1 Samfunnsanalyse for RAS-undersøkelser	30
3.2 Analyse av antall taksa for RAS-undersøkelser	32
3.3 Analyse av antall taksa og antall individer for faunafeller	33
3.4 Shannon-Weaver diversitetsindeks for faunafeller	36
3.5 Sammenligning av naturlig og syntetisk tau	37

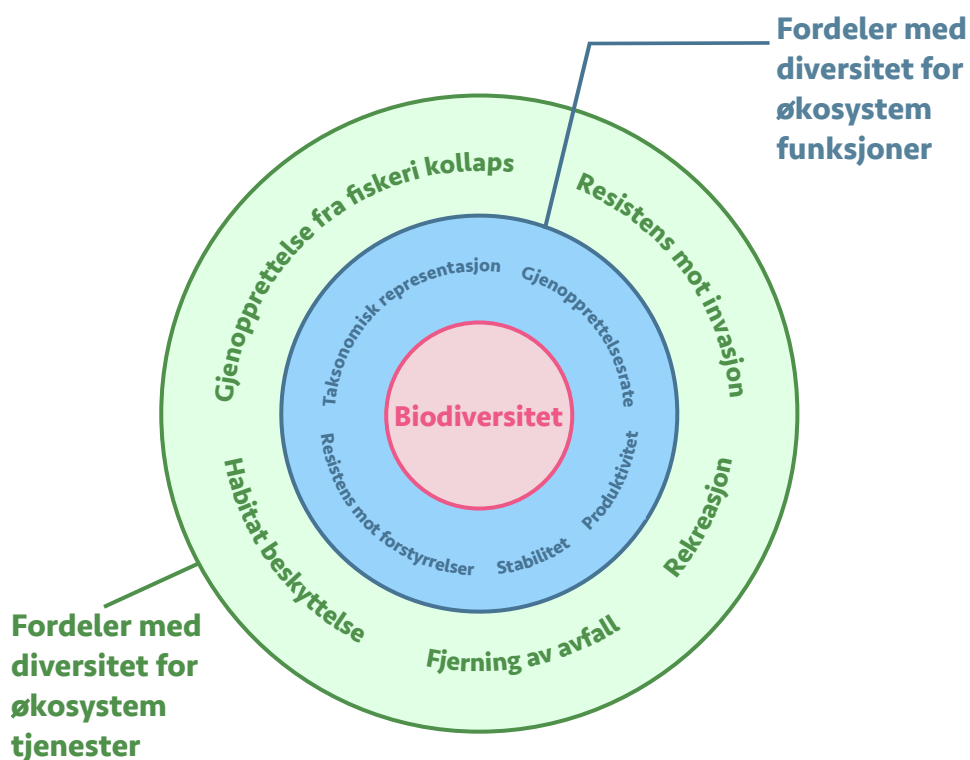
3.6 Funn av fremmede arter	39
3.6.1 Japansk spøkelseskreps (<i>Caprella mutica</i>)	40
3.6.2 Stillehavsosters (<i>Magallana gigas</i>)	41
3.6.3 Strømgarn (<i>Dasya baillouviana</i>)	42
3.6.4 Djeveltunge (<i>Grateloupia turuturu</i>)	43
3.6.5 Japansk sjølyng (<i>Dasysiphonia japonica</i>)	43
3.6.6 Tøffelsnegl (<i>Crepidula fornicata</i>)	44
3.7 Resultater av innsamlede støtteparametere	45
4 Diskusjon	46
4.1 Variasjon over sesong i Oslofjorden	46
4.2 Forskjeller i samfunn mellom lokalitetene i Oslofjorden	47
4.3 Har plassering i båthavnene noe å si for samfunnene som lever der?	54
4.4 Betydningen av mengden lokale arter på mengden fremmede arter	55
4.5 Har det skjedd endringer i forekomsten av fremmede arter siden 2016?	56
4.6 Effekter av bruk av syntetisk og naturlig tau i båthavner	59
4.7 Diskusjon av begrensninger	61
4.7.1 Vurdering av metoder for innsamling av data	61
4.7.2 Antall lokaliteter	61
4.7.3 Estimeringsmetode i felt	62
5 Konklusjon og fremtidig arbeid	63
6 Referanseliste	65
Vedlegg I: DCA-analyse	73
Vedlegg II: Artsliste RAS-undersøkelser vår	74
Vedlegg III: Artsliste RAS-undersøkelser høst	81
Vedlegg IV: Artsliste faunafeller vår	88
Vedlegg V: Artsliste faunafeller sommer	90
Vedlegg VI: Artsliste faunafeller høst	92
Vedlegg VII: Artsliste naturlig og syntetisk tau	94
Vedlegg VIII: Faunafelle stasjoner	95
Vedlegg IX: RAS stasjoner	96

1 Innledning

Marin biodiversitet er mangfoldet av liv som lever i havet, og omfatter variasjoner på nivåer fra genetikk til arter, til variasjoner på tvers av økosystemer (Sala & Knowlton, 2006). Et stort biologisk mangfold bidrar til at havene våre kan være produktive, og gjør økosystemer mer fleksible og tilpasningsdyktige i møte med miljøendringer (Palumbi et al., 2009). Stort biologisk mangfold styrker evnen marine samfunn har til å stå imot press, og gjør de i bedre stand til å komme seg igjen etter en forstyrrelse (Palumbi et al., 2009). Slik sørger høy biodiversitet for at økosystemer opprettholdes, og hjelper marine samfunn i å forbli motstandsdyktige i møte med fremtidige utfordringer.

Det komplekse samspillet av enheter på ulike nivåer gjør at det er vanskelig å vurdere biodiversitet med en enkelt måleenhet (Sala & Knowlton, 2006). Genetisk variasjon innenfor og mellom populasjoner, er avgjørende for evnen til å tilpasse seg naturlige og menneskeskapt miljøforandringer, og blir derfor ofte brukt som et mål på biodiversitet (Laikre et al., 2016). Genetisk variasjon hjelper arter med å tilpasse seg skiftende miljøer, og kan derfor bidra til at arter ikke forsvinner ved forstyrrelser (Pauls et al., 2013). Det er heller ikke uvanlig at biodiversitet vurderes ved å se på de ulike funksjonelle rollene arter utgjør i et økosystem. Dersom flere arter i et økosystem har økologisk like roller, gjør dette at enkelte arter kan reagere negativt på en forstyrrelse av systemet, uten at systemet opplever katastrofal svikt, fordi andre arter med like roller ivaretar de viktige økologiske funksjonene (Palumbi et al., 2009). Ulike arter med samme økologisk rolle kan reagere ulikt på miljøvariasjoner, så et stort biologisk mangfold bidrar derfor til mer robuste samfunn (Levin & Lubchenco, 2008). Den likevel mest brukte enheten for vurdering av biodiversitet innen økologiske studier, er artsrikhet, eller antall arter i et system (Luypaert et al., 2020; Chao & Chiu, 2016). Høy artsrikhet sikrer bedre stabilitet i marine økosystemer, og opprettholder økosystemene ved å gi et reservoar av biologiske alternativer ved forstyrrelser (Palumbi et al., 2009). Et mål på biodiversitet kan brukes til å sammenligne ulike samfunn, og ved å se på antall arter og individer samlet i et begrenset område, kan biodiversiteten beregnes ved hjelp av ulike biodiversitetsindekser, slik som Shannon-Weaver indeksen (Shannon, 1948). Uavhengig av hvilket mål på biodiversitet man velger å benytte, er fellesnevneren at et stort biologisk mangfold styrker mange viktige elementer i et økosystem, og sikrer produktive hav nå og i fremtiden (Palumbi et al., 2009).

Det er ikke bare de marine artene og økosystemene som drar nytte av et stort biologisk mangfold. Biodiversitet i havet spiller også en viktig rolle for oss mennesker, da det gir grunnlag for økosystemtjenester som vi kan nyttiggjøre oss av (Luypaert et al., 2020). Slike tjenester innebærer tilgang til mat, beskyttelse av kystlinjer mot stormer, lagring av drivhusgasser og kulturelle verdier (Palumbi et al., 2009). Tross dette er det biologiske mangfoldet i havet under stort press fra oss mennesker, der marine arter og habitater har vært utsatt for skadelig påvirkning fra menneskeskapte stressorer i lang tid (Halpern et al., 2015). Dette har ført til en rask nedgang i marin biodiversitet globalt, og når biodiversiteten synker som følger av menneskeskapte påvirkninger, reduseres også de viktige økosystemtjenestene vi er avhengig av (Luypaert et al., 2020). Biologisk mangfold påvirker økosystemenes struktur, hvilke evne økosystemet har til å motvirke forstyrrelser og komme seg etter forstyrrelser, og derfor hvilke økosystemtjenester de kan yte (figur 1).



Figur 1: Økosystemets fordeler knyttet til biodiversitet (rød sirkel), fra prosesser (blå sirkel) til økosystemtjenester (grønn sirkel). Illustrasjonen er basert på "Managing for ocean biodiversity to sustain marine ecosystem services" av Palumbi et al. (2009). *Frontiers in Ecology and the Environment*, 7(4), 206. Laget med Inkscape.

Nedgangen i marin biodiversitet skyldes primært tap av habitater og fragmentering av leveområder, men også andre menneskeskapte trusler som klimaendringer, overutnyttelse av marine ressurser og spredning av fremmede arter (Krauss et al., 2010). Konsekvensene av dette inkluderer nedgang i populasjoner, utryddelser av arter og homogenisering av marine

samfunn (Sala & Knowlton, 2006). Med homogenisering menes at forskjeller i artssammensetning mellom marine samfunn utjevnes, der tilstedeværelse av dominante arter øker. Slik reduksjon i biodiversitet mellom samfunnene, gjør systemene mer sårbare for nye forstyrrelser (Sala & Knowlton, 2006). Tap av leveområder som følger av habitatendringer og ødeleggelse er regnet som en av de største truslene for marine arter, og kan medføre at hele samfunn forsvinner på lokal til global skala (Luypaert et al., 2020). Eksempelvis kan aktiviteter som tråling av havbunnen etterlate store ødeleggelse og forårsake homogeniserte bunnhabitater (Thrush et al., 2006). Selv om mindre forstyrrelser ofte kan ha en positiv effekt på biodiversitet, da det kan hindre konkurransedyktige arter fra å bli dominerende (Dial & Roughgarden, 1998), vil hyppige og større forstyrrelser medføre nedgang (Luypaert et al., 2020). Fragmentering av leveområder, som er dannelsen av barrierer som deler opp habitater til flere og mer isolerte områder, kan også ha negative effekter på biodiversitet (Wilson et al., 2016). Små habitater er gjerne mer artsfattige, og blir dermed mer sårbare mot forstyrrelser (Evju et al., 2016). En annen viktig trussel mot marine arter og økosystemer regnes å være økte temperaturer som følger av klimaendringer (Harley et al., 2006). Varmere vann medfører endringer i fysiologiske og biologiske prosesser, slik som økt metabolsk rate og endringer i utbredelse av arter (Hoegh-Guldberg & Bruno, 2010). Overutnyttelse av marine ressurser, slik som overhøsting av populasjoner med fisk eller tare, er også en viktig årsak til nedgangen av flere marine arter (Rosenberg, 2003). Overutnyttelse kan føre til kollapser av populasjoner, og medføre økt dødelighet i populasjoner av ikke-målarter som følger av bifangst (Luypaert et al., 2020).

En økt trussel mot biodiversitet som stadig får større oppmerksomhet verden over, er spredningen av fremmede arter, som utgjør en potensiell stor fare for stedeegne arter globalt (Altman & Whitlatch, 2007). Fremmede arter kan endre marine habitater og erstatte lokale arter, og dermed få stor økologisk innvirkning i områdene de introduseres til (Molnar et al., 2008). Arter som sprer seg utenfor sine naturlige utbredelsesområder ved hjelp av menneskelig aktivitet, med eller uten hensikt, regnes som fremmede (Rinde et al., 2017). Dette er til forskjell fra naturlige vandrere som endrer utbredelsen sin grunnet forandringer i fysiske miljøforhold. I Norge har det også blitt et økt fokus på potensielle nye «dørstokkarter». Dette er fremmede arter som har etablert seg i våre sørlige naboland, og som er forventet å etablere seg i Norge innen de neste 50 årene (Sandvik et al., 2020).

Den første offisielle risikovurderingen av fremmede arter i Norge, kjent som Fremmedartslista, ble publisert i 2007 (Gederaas et al., 2012). Siden har Fremmedartslista blitt oppdatert i 2012 og 2018, der neste oppdatering forventes å bli publisert i 2023 (Artsdatabanken, 2022). Gitt den økologiske risikoen flere av de marine fremmede artene utgjør i Norge (Husa et al., 2013), er god kunnskap om etablering og utvikling av populasjoner til fremmede arter avgjørende, slik at eventuelle tiltak kan settes i verk for å hindre videre spredning (Rinde et al., 2017). En studie med fokus på tidlig varsling av marine fremmede arter vil derfor være et viktig bidrag i utviklingen av kunnskap om fremmede arter og deres forekomst i Norge.

1.1 Introduksjonsveier for marine fremmede arter i Norge

I Norge er det hovedsakelig fire introduksjonsveier for fremmede arter i marine miljøer: akvakultur, skipsfart via ballastvann eller ved påvekst på skrog, og dørstokkarter som sprer seg fra våre sørlige naboland via havstrømmene (Norling & Jelmert, 2010). Et eksempel på akvakultur som introduksjonsvei i Norge er innførselen av den tilpasningsdyktige stillehavsøstersen (*Magallana gigas*), som i dag har etablert en større bestand i Oslofjorden (Rinde et al., 2017). Etter et ønske om å drive oppdrett ble det importert yngler av stillehavsøsters til Norge i 1979 fra Storbritannia, og allerede året etter ble første frittlevende østers registrert ved Kragerø (Jelmert et al., 2018a). Senere har forekomsten av arten gått fra en sannsynlighet av funn i Oslofjorden på 4% i 2012, til hele 80% i 2016 (Rinde et al., 2017). De negative effektene er allerede synlig i Oslofjorden, og med varmere klima som gir gunstigere miljøforhold, kan spredningspotensialet til stillehavsøstersen øke i fremtiden (Rinde et al., 2017). Akvakultur kan også bidra til sekundær spredning av fremmede arter, der japansk sjølyng (*Dasysiphonia japonica*) er et eksempel på dette. Arten ble introdusert til Europa som påvekst på stillehavsøsters (Johnsen et al., 2010), og antas å ha spredd seg videre til Norge via havstrømmer eller med ballastvann (Husa et al., 2018a).

Selv om problematikken rundt ballastvann i dag er godt kjent, er dette likevel en viktig årsak til spredningen av fremmede arter, også i Norge (Gederaas et al., 2012). I Oslofjorden ligger flere båthavner med stor skipstrafikk, slik som i Larvik og Oslo, og som derfor har høy risiko for spredning av fremmede arter via både ballastvann og påvekst på skipsskrog (Norling & Jelmert, 2010). Havneområder med mye trafikk er derfor gjerne mer utsatt for etablering av introduserte arter, både grunnet skipstrafikken, men også på grunn av stor forekomst av

kunstig substrat i sjøen (Gederaas et al., 2012, Norling & Jelmert, 2010). I 2020 ble det funnet at 44% av de marine fremmede artene i Norge er introdusert via ballastvann (Sandvik et al., 2020), der japansk spøkelseskreps (*Caprella mutica*) er en av disse (Johnsen et al., 2010). *C. mutica* lever hovedsakelig på kunstig substrat som tau og bøyer, noe båthavner ofte har god tilgang på (Willis et al., 2004; Cook et al., 2007). Til tross for at arten ikke har frittlevende larvestadium, spres arten effektivt ved hjelp av menneskelige vektorer til nye områder, slik som via småbåter eller flytende tau (Husa et al., 2013). På den måten utgjør kunstig substrat i båthavner, slik som tau, ikke bare gode habitater, men også potensielle transportmidler for fremmede arter mellom lokaliteter. I tillegg til ballastvann kan spredning via skipstrafikk også skje ved påvekst på skrog. Rødalgen djeveltunge (*Grateloupia turuturu*) er et eksempel på en fremmed art som nylig ble introdusert til Norge via begroing på skip (Husa et al., 2022).

Etablering av dørstokkarter er spesielt aktuelt for Oslofjorden, da Ytre Oslofjord er et samlingspunkt for flere havstrømmer, slik som strømmer fra Nordsjøen og Østersjøen (Norling & Jelmert, 2010). Eksempelvis er det antatt at pelagiske larver av den fremmede arten tøffelsnegl (*Crepidula fornicata*) har spredd seg fra Danmark til Norge via havstrømmer (Sjøtun, 1997). Selv om tøffelsnegl virker å være begrenset av lave vintertemperaturer i Norge, kan mye tyde på at arten er i en vekstfase i ytre Oslofjord (Jelmert et al., 2018b). Slik nye arter introduseres til Oslofjorden fra våre naboland, kan Oslofjorden igjen bli en kilde til videre spredning av fremmede arter langs kysten av Norge.

Spredning av fremmede arter i marine miljøer kan ofte være svært utfordrende å stoppe da marint miljø har få barrierer (Hendrichsen et al., 2015). Dersom en marin fremmed art først har etablert seg i norske farvann kan det derfor være vanskelig å stoppe den. Behovet for tidlig varsling og kunnskap om fremmede arters etablering er dermed stor, slik at forebyggende og nødvendige tiltak kan iverksettes så tidlig som mulig (Rinde et al., 2017). Slike tiltak kan innebære bedre rutiner og sjekk av båter og fiskeutstyr for å forhindre videre spredning mellom båthavner (Husa et al., 2022). Om arten ikke kan hindres i å etablere seg i området, kan tidlig varsling likevel øke muligheten for å begrense ytterligere spredning (Rinde et al., 2016b).

1.2 Etablering av fremmede arter i nye områder

For en nyankommet art er etableringen i det nye området den mest kritiske fasen (Gederaas et al., 2012). Ikke alle arter er like godt tilpasset forholdene i det nye området, der faktorer som temperatur, predasjon og tilgjengelig næring kan være av stor betydning for om etableringen blir vellykket eller ikke (Gederaas et al., 2012). Høy biodiversitet i de stedegne samfunnene kan også påvirke invasjonssuksessen til fremmede arter (Oakley & Knox, 2013). Høy biodiversitet gjør at konkurransen blir større, og reduserer den tilgjengelige plassen der fremmede arter kan etablere seg (Stachowicz et al., 2002). Dermed kan høy biodiversitet være potensielt forebyggende mot invasjon av fremmede arter, og gjøre de lokale samfunnene mer motstandsdyktig for introduksjon av nye arter (Sala & Knowlton, 2006; Oakley & Knox, 2013). Innsamling av informasjon om det lokale organismsamfunnet (inkludert samfunnsstruktur, antall arter, antall individer og biodiversitet) er dermed ofte helt essensielt ved kartlegging av fremmede arter, for å kunne si noe om hvordan de stedegne artenes samfunnsstruktur kan påvirke tilstedeværelsen av fremmede arter og motsatt (Hopkins, 2001). Selv om høy biodiversitet kan bidra til å hindre vellykket etablering av fremmede arter, vil likevel en fremmed art som er i stand til å etablere en levedyktig populasjon, kunne øke hyppig i fravær av naturlige predatorer (Hopkins, 2001). Fremmede algearter kan lykkes ved eksempelvis å ha antibeite-forsvarsmekanismer som de lokale artene mangler, og på den måten ha raskere vekst og populasjonsutvikling enn de stedegne artene (Rueness et al., 2007). Fremmede arter, som ofte er generalister, vil også ha større sannsynlighet for en vellykket etablering i et nytt område enn de stedegne artene, på grunn av generalisters store fleksibilitet og tilpasning til mange ulike habitater (Clavel et al., 2011).

1.3 Effekter av fremmede arter i marine miljøer

Naturen er dynamisk og i konstant endring. Nye arter ankommer Norge hvert år uavhengig av oss mennesker (Gederaas et al., 2012), så hvorfor er fremmede arter et så alvorlig problem? Befolkningsveksten i verden øker i et raskt tempo, og bidrar til økt aktivitet som igjen får konsekvenser for naturen. Vi mennesker hjelper arter med å krysse naturlige barrierer, og den hyppige spredningen av fremmede arter kan føre til en stor biotisk homogeniseringsprosess (McKinney & Lockwood, 1999). Denne prosessen innebærer at mer utbredte og tilpasningsdyktige arter, ofte fremmede arter, erstatter stedegne arter slik at det lokale eller regionale biomangfoldet flater ut (Luypaert et al., 2020). Artssammensetningen i ulike marine samfunn blir mer like, der mange spesialiserte arter erstattes av få utbredte generalistarter

(Clavel et al., 2011). Denne erstatningen skjer fordi generalister ofte er mer fleksible ved miljøendringer eller andre forstyrrelser, der konkurransen som skapes av ulike respons på forstyrrelser, bidrar til generalistenes suksess (Clavel et al., 2011). Det store biomangfoldet i verden opprettholdes takket være de naturlige barrierene ved å holde artene adskilt. Når disse barrierene forsvinner på grunn av menneskelig aktivitet, vil biodiversitet kunne gå tapt. Uten det store biomangfoldet blir naturen mer sårbar i møte med menneskeskapte forstyrrelser, og evnen til å opprettholde økosystemfunksjoner og tjenester svekkes (Levin & Lubchenco, 2008).

Spredning av fremmede arter kan medføre negative effekter som lokale utryddelser av stedegne arter, habitatendringer eller ødeleggelser, og introduksjon av nye sykdommer og parasitter til miljøet de etablerer seg i (Sandvik et al., 2020). Disse effektene gjør at fremmede arter kan få stor økologisk innvirkning. Ved å true stedegne arter gjennom negative interaksjoner, slik som predasjon eller konkurranse om næring og leveområder, kan fremmede arter føre til tap av stedegne arter (Gederaas et al., 2012). Et eksempel på slik konkurranse er hvordan den fremmede arten stillehavsøsters (*Magallana gigas*) kan fortrenge blåskjell ved å feste seg på blåskjells skallene. Stillehavsøsters overgror raskt blåskjellene, og kan på den måten forvandle en blåskjellbank til et østersrev på kort tid (Bodvin et al., 2010). I områder med høy tetthet kan dermed stillehavsøsters endre det naturlige habitatet ved å danne større «rev» (Jelmert, 2018a). Nye sykdommer og parasitter kan også følge med som blindpassasjerer på introduserte arter, og føre med seg store helseskader for både dyr og mennesker (Norling & Jelmert, 2010). Dette kan medføre større dødelighet for lokale arter, og gjør samfunnene mer sårbare. Det er heller ikke uvanlig at fremmede og stedegne arter lager hybrider, og dette kan medføre endringer i genetisk og biologisk diversitet, som igjen reduserer biodiversiteten (Hopkins, 2001). Med andre ord kan fremmede arter ha stor effekt på lokale habitater, arter, og på det biologiske mangfoldet.

1.4 Oslofjorden som studieområde

Introduksjonen av fremmede arter skjer hovedsakelig i områder med høy befolkningstetthet (Norling & Jelmert, 2010), og Oslofjorden er pekt ut til å være et høyrisikoområde for invasjon av fremmede arter i Norge (Sandvik & Sæther, 2012). Dette skyldes blant annet høy skipstrafikk, samt et gunstig klima (Sandvik & Sæther, 2012), som er en av de viktigste faktorene for vellykket etablering av introduserte arter i Norge (Gederaas et al., 2012). Med

store sesongvariasjoner og kalde vintre, representerer klimaet i Norge et miljø som kan være utfordrende for en del fremmede arter (Norling & Jelmert, 2010), men som stedeagne arter er bedre tilpasset til. Skiftende sesonger med variasjoner i temperatur og lys, gjør derfor at de fleste fremmede arter som lykkes i Norge kommer fra områder med lignende klimaforhold (Gederaas et al., 2012). Selv om den største andelen av fremmede arter er lokalisert i Sørøst-Norge i dag, kan likevel endringer i Norges klima få konsekvenser for spredningen av fremmede arter i fremtiden. Økte temperaturer som følger av varmere klima, legger bedre til rette for økt rekruttering og høyere vinteroverlevelse hos introduserte varmekjære arter, som for eksempel stillehavsøsters i Norge (Rinde et al., 2017).

Selv om Oslofjorden betegnes som et svært utsatt område for fremmede arter i Norge, kan sannsynligheten for tilstedeværelse og etablering av fremmede arter variere innad i fjorden. Miljøforholdene i Oslofjorden varierer noe mellom de indre og ytre områdene, samt fra østsiden til vestsiden av fjorden. Indre Oslofjord er et område som er preget av et lavere energinivå i form av vannstrømmer og bølgeaktivitet, i forhold til områdene i ytre Oslofjord som ligger mer åpent og utsatt til (Rinde et al., 2009; Miljødirektoratet, 2019). Det er også flere ferskvannsavrenninger som påvirker miljøet i Oslofjorden, der spesielt Drammenselva og Glomma kan forårsake et brakkvannslag i de ytre områdene av Oslofjorden (Norling & Jelmert, 2010). Særlig Hvalerområdet på østsiden av ytre Oslofjord er påvirket av brakkvann deler av året. Slike variasjoner i salinitet kan potensielt ha en effekt på overlevelsen til mindre tolerante arter (Cognetti & Maltagliati, 2000). Selv om introduserte arter hovedsakelig knyttes til områder med stor marin aktivitet, kan også slike miljøfaktorer ha betydning for hvor man finner flest fremmede arter i Oslofjorden (Husa et al., 2013). I 2012 ble det funnet totalt ni marine fremmede arter i Oslofjorden, med flest funn på vestsiden av ytre Oslofjord (Husa et al., 2013). Spesielt lokaliteten Ula båthavn ble pekt ut til å ha et høyt antall fremmede arter på dette tidspunktet (Husa et al., 2013). Til sammenligning ble det gjort få funn av fremmede arter på østsiden av fjorden, og i de indre delene av fjorden. Særlig områdene rundt Hvaler virket å generelt være artsfattige, med lav forekomst av selv stedeagne arter (Husa et al., 2013). Noen år senere, i 2015 og 2016, ble det gjort nye undersøkelser på 17 utvalgte båthavner i Oslofjorden, der det ble gjort funn av totalt syv fremmede arter (Rinde et al., 2017). Igjen ble den største forekomsten av fremmede arter funnet på vestsiden av ytre Oslofjord, og en liten økning i observasjoner av antall fremmede arter i de indre delene av fjorden, sammenlignet med observasjonene til Husa et al. (2013) (Rinde et al., 2017). Miljøvariasjoner kan også forekomme i en mindre skala, der det ofte vil være mer bølgeeksponering i de ytre delene i en

båthavn, og mindre eksponering i de indre delene. Slik småskala variasjon, sammen med variasjonene i miljøforhold i Oslofjorden, kan også påvirke tilstedeværelsen av stedeagne arter. Siden antallet stedeagne arter igjen kan ha betydning for invasjonssuksessen til fremmede arter, gjennom konkurranse om leveområder og andre ressurser, er det relevant å undersøke variasjoner i samfunnsstruktur for ulike lokaliteter i Oslofjorden.

I 2015 og 2016, fant Rinde et al. (2017) i sin kartlegging av båthavner i Oslofjorden, tilstedeværelse av de fremmede artene japansk drivtang (*Sargassum muticum*), japansk spøkelseskreps (*Caprella mutica*), stillehavsøsters (*Magallana gigas*), tøffelsnegl (*Crepidula fornicata*), japansk sjølyng (*Dasysiphonia japonica*), strømgarn (*Dasya baillouviana*, synonym: *D. pedicellata*) og japansk dokke (*Polysiphonia harveyi*). Artene ble fanget opp som en del av et prosjekt for utvikling av metodikk for tidlig varsling av fremmede arter (Rinde et al., 2017). Rinde et al. (2017) fant at RAS-undersøkelser («Rapid Assessment Survey», Minchin, 2007) var en svært effektiv metode for tidlig varsling av fremmede arter. Metoden innebærer å gjøre skrap av ulike typer nedsenket kunstig substrat i båthavner, for å fange opp samfunnene og eventuelle fremmede arter som lever på det kunstige substratet (Rinde et al., 2017). Noe av grunnen til at metoden er godt egnet for tidlig varsling av fremmede arter, kommer av at kunstig substrat i båthavner ofte er det første området en marin fremmed art etablerer seg (Rinde et al., 2017). Kunstig substrat i båthavner er derfor svært relevant for undersøkelser etter nye fremmede arter (Arenas et al., 2006).

1.5 Mål for dette studiet

I dette masterstudiet har jeg som mål å kartlegge tilstedeværelsen av fremmede arter som lever på kunstig substrat i båthavner i Oslofjorden. For å kunne sette observasjoner av fremmede arter inn i en større sammenheng, vil jeg også se på hvilke samfunn som lever på det kunstige substratet i Oslofjorden, og undersøke hvordan samfunnene (antall arter, antall individer, artssammensetning og biodiversitet) varierer mellom lokaliteter (indre og ytre fjord, østsiden og vestsiden av fjorden), sesong (vår, sommer og høst) og plassering innad i båthavnene. Dette blir gjort for å bedre forstå samfunnene som lever på kunstig substrat i Oslofjorden, og dermed kunne ha et bedre grunnlag for å se etter sammenhenger mellom artsriktighet og observerte fremmede arter som lever på kunstig substrat i båthavner.

Siden tau i båthavner fremstår som et viktig kunstig substrat for japansk spøkelseskreps (*Caprella mutica*), vil jeg også se på om ulike typer tau (naturlig og syntetisk) kan ha en

effekt på tilstedeværelsen av denne og andre fremmede arter. Kanskje kan dette bli et lite bidrag for å undersøke potensielle forebyggende effekter for å redusere videre spredning av fremmede arter. Fordi populasjonen av stillehavsøsters har hatt stor vekst i Oslofjorden de siste årene, vil det også bli målt størrelse på stillehavsøsters ved observasjon, for å se nærmere på hvordan arten varierer i størrelse mellom lokaliteter og over sesong.

Spørsmålene jeg ønsker å besvare er:

1. Hvordan varierer samfunnene (antall arter, antall individer, biodiversitet og artssammensetning) på kunstig substrat i båthavner i Oslofjorden?
2. Når og hvor finner vi fremmede arter på kunstig substrat i båthavner i Oslofjorden?
3. Varierer antallet fremmede arter med det totale antallet lokale arter?
4. Har ulike typer tau en effekt på tilstedeværelsen av fremmede arter, og samfunn forøvrig?

Disse spørsmålene vil bli forsøkt besvart ved å besøke båthavner i Oslofjorden som tidligere har blitt kartlagt av Havforskningsinstituttet (HI) og Norsk institutt for vannforskning (NIVA). Båthavnene vil bli undersøkt ved å bruke RAS-undersøkelser for å fange opp og beskrive det fastsittende samfunnet på kunstig substrat som dyr og alger, samt utsetting av taufeller for å fange opp de mer mobile artene.

2 Materialer og metoder

Feltdata til dette studiet ble samlet inn på syv ulike lokaliteter (båthavner) i indre og ytre Oslofjord, på både østsiden og vestsiden av fjorden (figur 2). I hver båthavn ble det samlet inn data langs en gradient fra indre til ytre brygge for å fange opp mulige effekter av lokale miljøvariasjoner. Båthavnene er valgt ut for å fange opp eventuelle forskjeller i samfunn og forekomst av fremmede arter mellom ulike områder av Oslofjorden. Båthavnene har tidligere blitt kartlagt av HI og NIVA (Husa et al., 2013; Rinde et al., 2017).

Feltarbeidet ble gjennomført i tre sesonger, henholdsvis våren, sommeren og høsten 2021 i periodene 12.-27. april, 04.-18. august og 05.-25. oktober. Sesongene ble valgt for å fange opp eventuelle sesongbaserte variasjoner mellom samfunnene og tilstedeværelsen av fremmede arter i Oslofjorden.

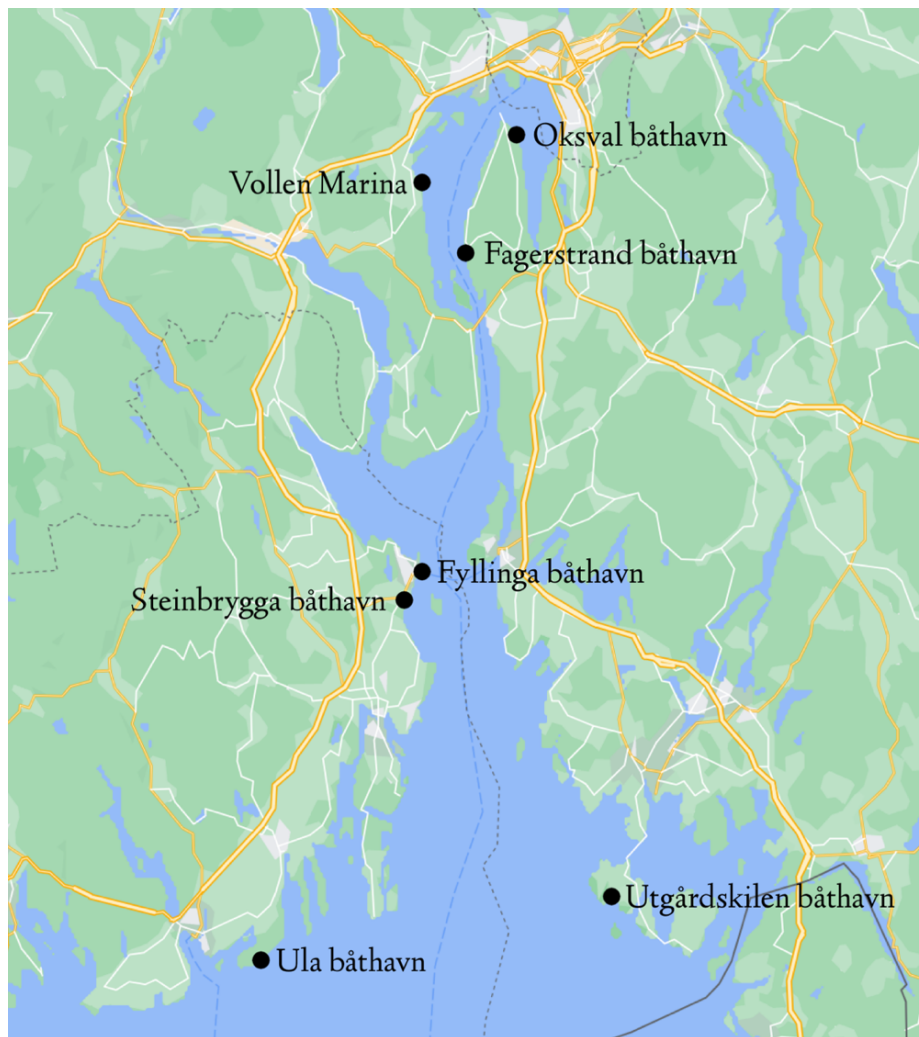
Det ble benyttet to ulike metoder for å registrere forekomsten av fremmede arter i de utvalgte båthavnene, RAS-kartlegging av kunstig substrat (Minchin, 2007) og faunafeller (Christie et al., 2009). Tilsvarende metoder ble benyttet av NIVA på de samme syv lokalitetene (Rinde et al., 2017). RAS-undersøkelser er beskrevet i mer detalj i delkapittel 2.2, og faunafeller er beskrevet i delkapittel 2.3. For å kunne inkludere en indre-ytre gradient i båthavnene som en variabel i analysene, ble det definert en indre linje (eller et indre punkt) for hver båthavn, og beregnet en avstand fra denne til alle undersøkte stasjoner ved bruk av stasjonens GPS-posisjon (se vedlegg VIII og IX). Dette ble gjort for å undersøke eventuelle forskjeller mellom de beskyttede områdene innerst og de mer eksponerte områdene ytterst i båthavnene. Figur 3-9 viser kart over stasjonene for RAS-undersøkelser og plassering av faunafeller i alle de undersøkte båthavnene. Det ble også utført en rask visuell inspeksjon langs vannkanten av bryggene for å se etter eventuelle nærliggende fremmede arter.

På grunn av høy forekomst av japansk spøkelseskrep (*Caprella mutica*) i faunafellene på sommeren, ble det bestemt å henge ut et nytt type tau i tillegg til de opprinnelige faunafellene på høsten. De opprinnelige faunafellene er laget av naturlig tau, som tidligere er testet for å fange opp arter i samfunn tilknyttet tang og tare, og er et kunstig substrat som simulerer et naturlig substrat (Christie et al., 2009). Den nye faunafellen er laget av syntetisk tau, som er mye i bruk i båthavnene til fortøyning av båter og bøyer. Dermed var det ønskelig å

undersøke om de to ulike tautypene tiltrekker ulike samfunn, med spesielt fokus på tilstedeværelse av fremmede arter. Se nærmere beskrivelse i delkapittel 2.4.

2.1 Nærmere beskrivelse av lokalitetene

Det ble besøkt totalt syv båthavner i Oslofjorden (figur 2), som tidligere har blitt kartlagt av HI og NIVA for å fange opp forekomsten av fremmede arter (Husa et al., 2013; Rinde et al., 2017). Rinde et al. (2017) besøkte totalt 17 båthavner i sitt forskningsprosjekt i 2015 og 2016, men grunnet fremkommelighet og for å redusere det omfattende arbeidet ble syv av disse valgt ut. Lokalitetene er valgt ut med hensyn til å dekke både de indre og ytre områdene av Oslofjorden. Det ble undersøkt båthavner på begge sider av fjorden for å fange opp eventuelle forskjeller i tilstedeværelsen av fremmede arter fra øst til ves.



Figur 2: Kart som viser plasseringen av de syv lokalitetene (båthavnene) i Oslofjorden, der undersøkelser og innsamling av data ble gjort. Kilde: Kartdata ©2022 Google.

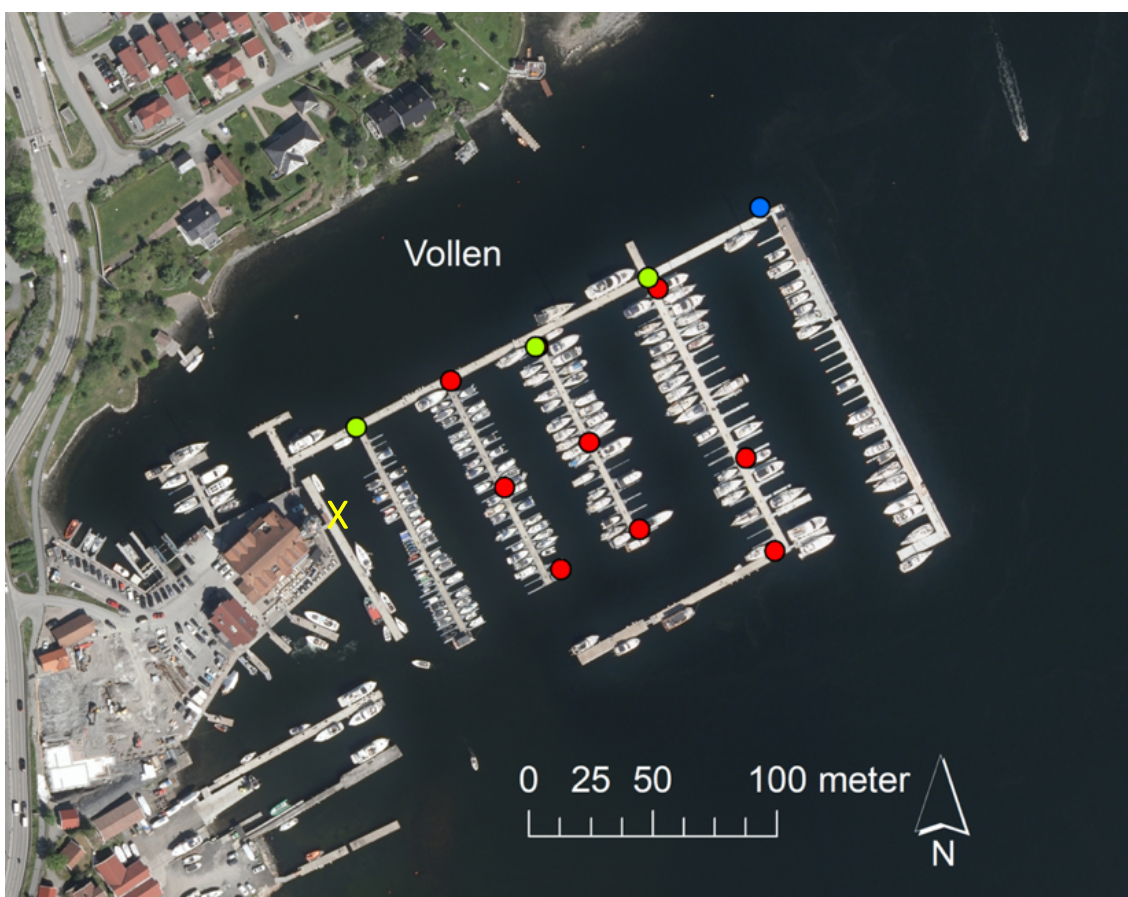
I båthavnene ble det samlet inn data fra til sammen 45 RAS-stasjoner og 28 stasjoner med faunafeller basert på naturlig tau. På den ytre delen av hver båthavn ble det hengt ut én faunafelle laget av syntetisk materiale på høsten, på samme stasjon som den ytterste av faunafellene laget av naturlig materiale (det vil si til sammen 7 faunafeller av syntetisk materiale). RAS-undersøkelsene ble utført vår og høst på 6 stasjoner i hver båthavn (med unntak av Vollen som ble dekket av 9 stasjoner), naturlig faunafelle ble satt ut vår, sommer og høst (på 4 stasjoner per lokalitet), der den syntetiske faunafellen kun ble satt ut på høsten, på en stasjon per båthavn (tabell 1). På Ula båthavn og Oksval båthavn ble det kun gjort RAS-undersøkelser på 5 stasjoner på høsten, grunnet mangel på tilgjengelig brygge-element for skrap på båtplassen ved siden av skrap flate om våren (se delkapittel 2.2).

Tabell 1: Oversikt over undersøkte stasjoner for hver metodikk (RAS-undersøkelser og faunafeller), for hver av båthavnene, og hvilke sesong de ulike undersøkelsene ble utført.

Lokalitet	RAS, vår/høst	Vanlig taufelle, vår/sommer/høst	Syntetisk taufelle, høst
Vollen marina	9	4	1
Fyllinga båthavn	6	4	1
Steinbrygga båthavn	6	4	1
Ula båthavn	6*	4	1
Utgårdskilen båthavn	6	4	1
Fagerstrand båthavn	6	4	1
Oksval båthavn	6*	4	1
*kun 5 stasjoner på høsten	45	28	7

2.1.1 Vollen marina – Asker

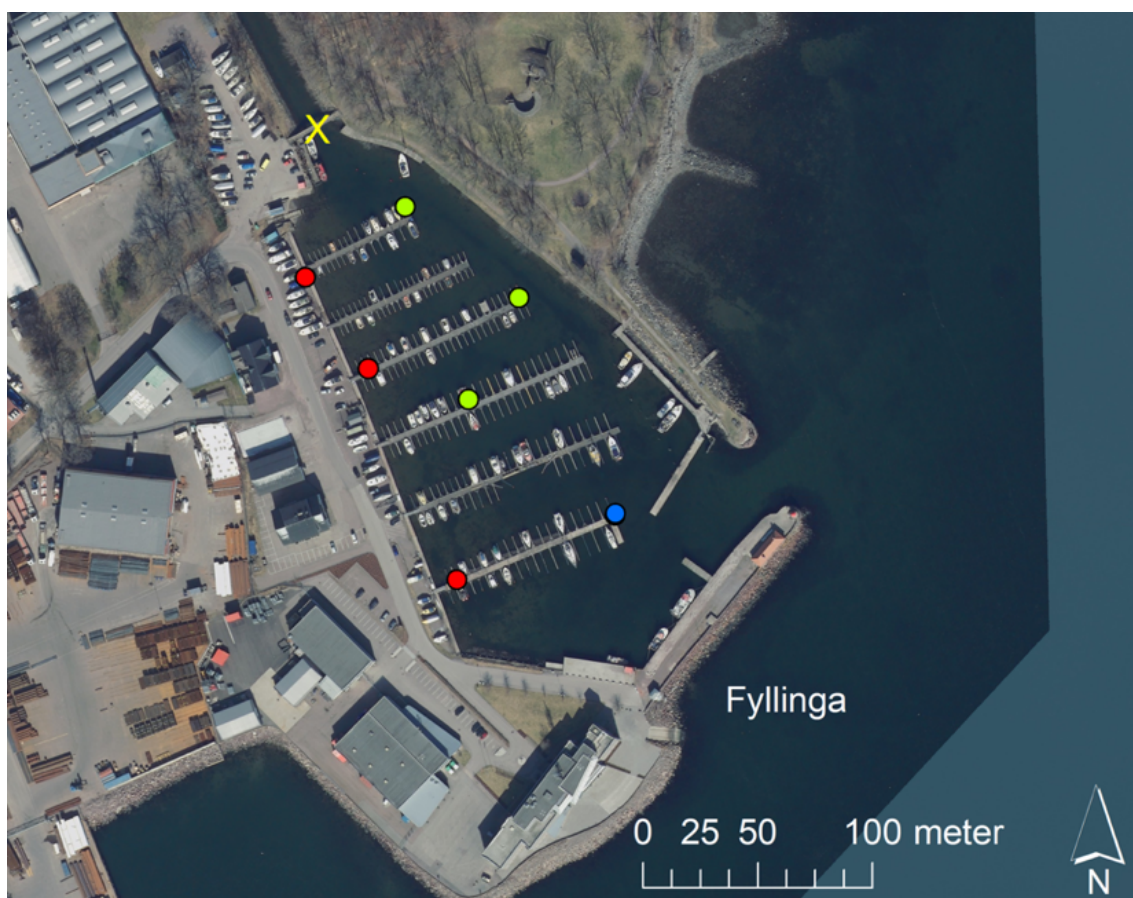
Vollen Marina (figur 3) er en stor båthavn som ligger i Asker kommune. Havnen består av faste båtplasser til leie, samt en større gjestehavn. Havneområdet har tilbud som restaurant, butikk, utleie av vannscootere og dykkerkurs til sine gjester. Dette gjør at Vollen marina er en båthavn med mye trafikk store deler av året. I 2021 ble båthavnen utvidet med en ny brygge ytterst i havneområdet, der avstanden fra den innerste bryggen til den ytterste stasjonen (blå sirkel i figur 3) er målt til 212 meter. Båthavnen har derfor blitt større siden NIVA sist besøkte den i 2015 (Rinde et al., 2017). Vollen marina ligger ubeskyttet til i fjorden med åpen sjø rett inn. Det ble målt en dybde på mellom 5 meter til 22 meter på stasjonene.



Figur 3: Kart over Vollen marina, inkludert steder for RAS-undersøkelser (skrap av brygge-element), fire naturlige faunafeller og en syntetisk faunafelle. Rød sirkel representerer RAS-undersøkelse, grønn sirkel representerer faunafelle og blå sirkel representerer steder der to ulike typer faunafelle (naturlig og syntetisk) ble benyttet. På noen steder ble både RAS-undersøkelser og faunafeller benyttet. Her vil noen av punktene bli gjemt bak andre. Den innerste bryggen (markert med gult kryss) er den indre linjen der avstanden til stasjonene er målt til bruk i analysen av effekten av den indre-ytre gradienten i båthavnen. Kilde: Flybilder (Ortofoto) fra Geonorge.

2.1.2 Fyllinga båthavn – Horten

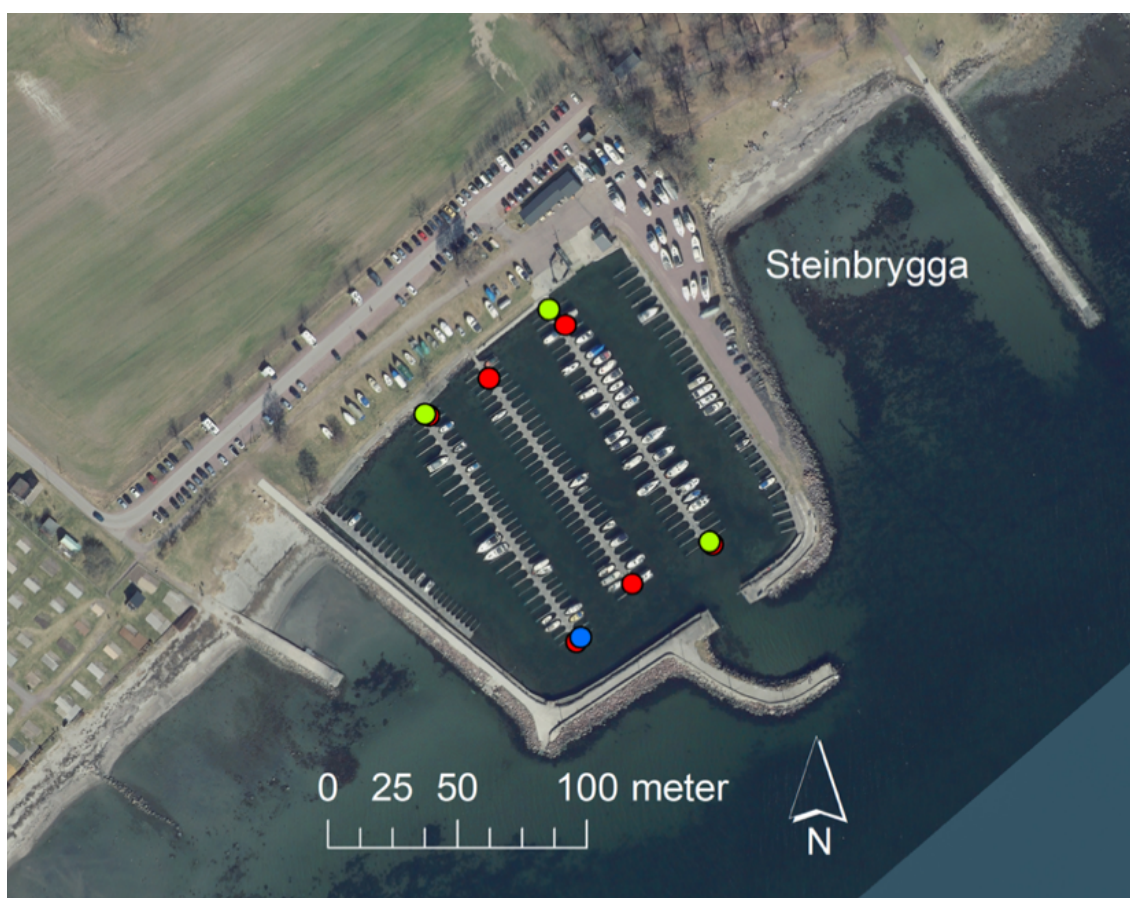
Fyllinga båthavn (figur 4) er en småbåthavn som starter ved utløpet av Horten kanal. Området rundt båthavnen er preget av industribygg på den sørlige siden, og grønn natur på den nordlige siden ved Hortenstangen. Havneområdet ligger beskyttet til fra landarealene rundt, der en molo er bygget for å forlenge landskapet rundt havnen for beskyttelse. Bunnforholdene er svært mudrete, og den målte dybden på stasjonene varierer fra 0,5 meter til 3 meter.



Figur 4: Kart over Fyllinga båthavn, inkludert steder for RAS-undersøkelser (skrap av brygge-element), fire naturlige faunafeller og en syntetisk faunafelle. Rød sirkel representerer RAS-undersøkelse, grønn sirkel representerer faunafelle og blå sirkel representerer steder der to ulike typer faunafelle (naturlig og syntetisk) ble benyttet. På noen steder ble både RAS-undersøkelser og faunafeller benyttet. Her vil noen av punktene bli gjemt bak andre. Det gule krysset viser den indre linjen der avstanden til stasjonene er målt til bruk i analysen av effekten av den indre-ytre gradienten i båthavnen. Kilde: Flybilder (Ortofoto) fra Geonorge.

2.1.3 Steinbrygga båthavn – Horten

Steinbrygga båthavn (figur 5) ligger lengre sør i Horten, og havneområdet peker ut mot Bastøy i Oslofjorden. Båthavnen ligger åpent til i sjøen, men er beskyttet av en molo som er bygd rundt hele båthavnområdet. Omgivelsene rundt havna er landlige med jorder og skog, der en campingplass ligger like til høyre for båthavnen. Steinbrygga båthavn består av tre brygger, der avstanden fra strandlinjen til den ytterste stasjonen (blå sirkel i figur 5) er på 114 meter. Den målte dybden ligger på mellom 1,5 meter til 2 meter på stasjonene.



Figur 5: Kart over Steinbrygga båthavn, inkludert steder for RAS-undersøkelser (skrap av brygge-element), fire naturlige faunafeller og en syntetisk faunafelle. Rød sirkel representerer RAS-undersøkelse, grønn sirkel representerer faunafelle og blå sirkel representerer steder der to ulike typer faunafelle (naturlig og syntetisk) ble benyttet. På noen steder ble både RAS-undersøkelser og faunafeller benyttet. Her vil noen av punktene bli gjemt bak andre. Strandlinjen er den indre linjen der avstanden til stasjonene er målt til bruk i analysen av effekt av den indre-ytre gradienten i båthavnen. Kilde: Flybilder (Ortofoto) fra Georange.

2.1.4 Ula båthavn – Larvik

Ula båthavn (figur 6) ligger plassert i Ula som er et lite tettsted ytterst på Torsøyhalvøya, mellom Larvik og Sandefjord. Båthavnen ligger innerst i en smal bukt, men er likevel eksponert med åpning ut mot ytre Oslofjord. Omgivelsene rundt båthavnen består av svaberg og bebyggelse, og båthavnen består av fem brygger på mellom 30 – 40 meter i lengde. Den målte dybden i båthavnen er mellom 2 meter til 8 meter på stasjonene. Ula er en populær turistplass på sommeren, og det ligger to mindre kafeer i havneområdet som gjester kan benytte seg av.



Figur 6: Kart over Ula båthavn, inkludert steder for RAS-undersøkelser (skrap av brygge-element), fire naturlige faunafeller og en syntetisk faunafelle. Rød sirkel representerer RAS-undersøkelse, grønn sirkel representerer faunafelle og blå sirkel representerer steder der to ulike typer faunafelle (naturlig og syntetisk) ble benyttet. På noen steder ble både RAS-undersøkelser og faunafeller benyttet. Her vil noen av punktene bli gjemt bak andre. Landlinjen er satt som indre linje der avstanden til stasjonene er målt til bruk i analysen av effekt av den indre-ytre gradienten i båthavnen. Kilde: Flybilder (Ortofoto) fra Geonorge.

2.1.5 Utgårdskilen båthavn – Hvaler

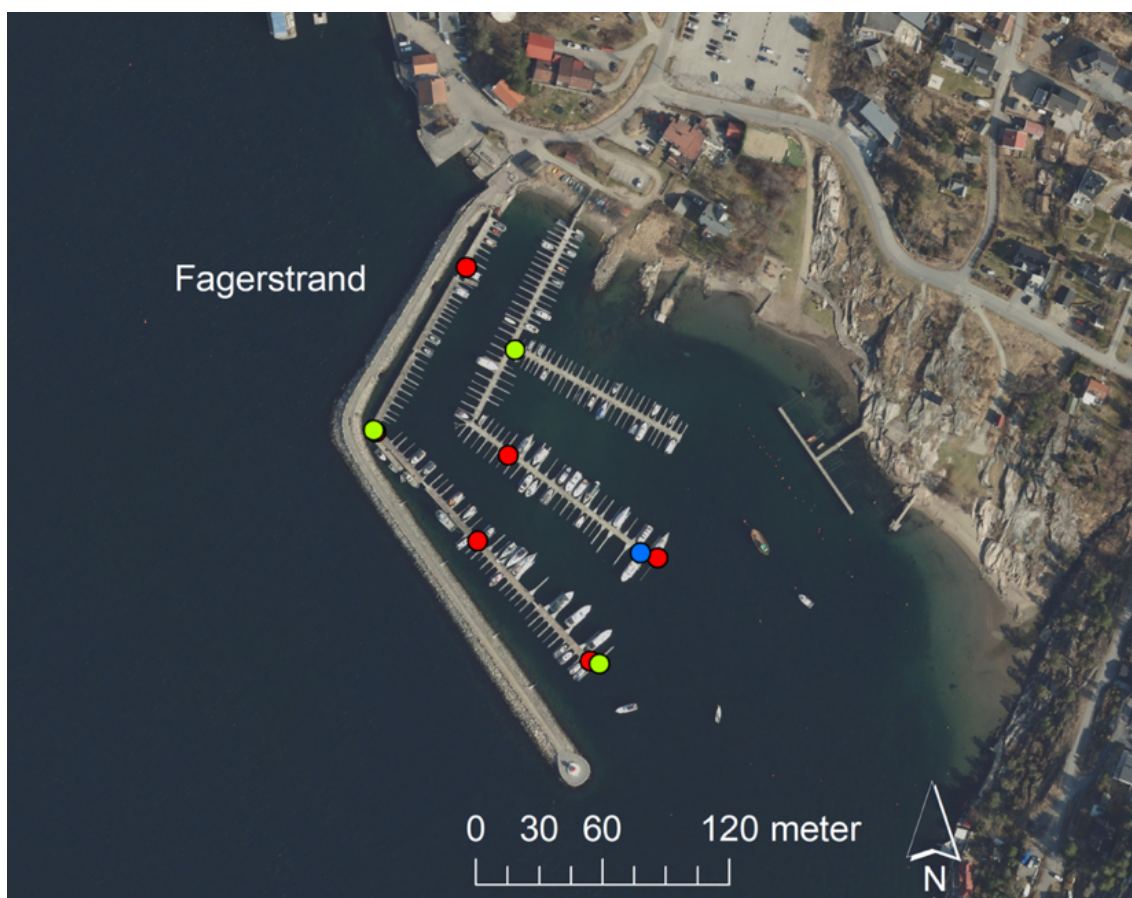
Utgårdskilen båthavn (figur 7) ligger sør på Vesterøy i Hvaler kommune, på østsiden av ytre Oslofjord. Båthavnen er plassert innerst i en smal bukt, beskyttet av omkringliggende holmer før åpning ut mot Skagerrak. Båthavnen består av fire brygger av ulik størrelse, der området rundt båthavnen består av svaberg, grønn natur og bebyggelse. Bunnforholdene i Utgårdskilen er svært mudrete, og den målte dybden varierer fra 0,5 meter til 2 meter på stasjonene.



Figur 7: Kart over Utgårdskilen båthavn, inkludert steder for RAS-undersøkelser (skrap av brygge-element), fire naturlige faunafeller og en syntetisk faunafelle. Rød sirkel representerer RAS-undersøkelse, grønn sirkel representerer faunafelle og blå sirkel representerer steder der to ulike typer faunafelle (naturlig og syntetisk) ble benyttet. På noen steder ble både RAS-undersøkelser og faunafeller benyttet. Her vil noen av punktene bli gjemt bak andre. Det innerste punktet på den indre bryggen (markert med gult kryss) er satt som indre linje der avstanden til stasjonene er målt til bruk i analysen av effekten av den indre-ytre gradienten i båthavnen. Kilde: Flybilder (Ortofoto) fra Geonorge.

2.1.6 Fagerstrand båthavn – Nesodden

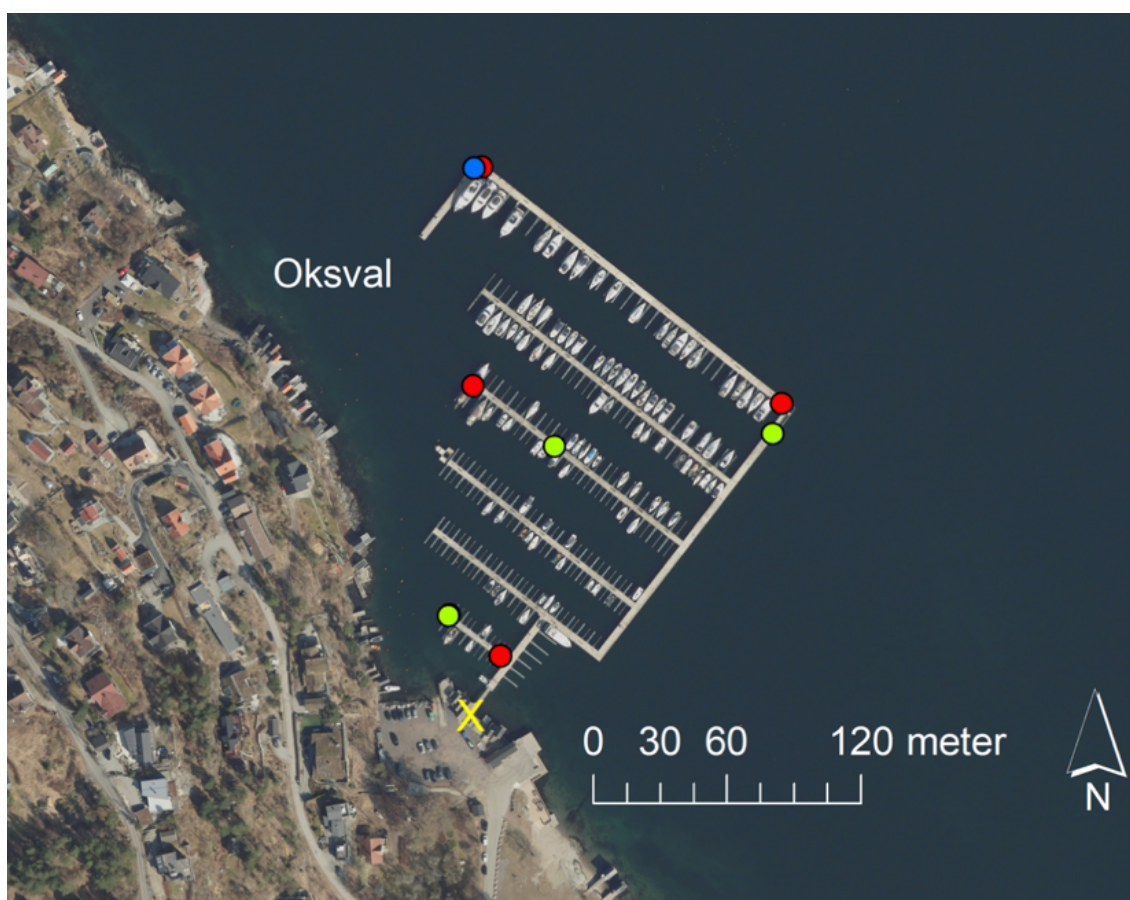
Fagerstrand båthavn (figur 8) ligger sør på Nesodden, på halvøya sin vestside. Båthavnen er beskyttet fra den åpne sjøen av en molo, samt land på sin sørlige side. Området rundt havnen består av bebyggelse og noe industri. Nesoddens lengste sandstrand ligger innenfor havneområdet, som gjør området til en populær badeplass om sommeren. Den målte dybden på stasjonene varierer fra 2,5 meter til 15,5 meter.



Figur 8: Kart over Fagerstrand båthavn, inkludert steder for RAS-undersøkelser (skrap av brygge-element), fire naturlige faunafeller og en syntetisk faunafelle. Rød sirkel representerer RAS-undersøkelse, grønn sirkel representerer faunafelle og blå sirkel representerer steder der to ulike typer faunafelle (naturlig og syntetisk) ble benyttet. På noen steder ble både RAS-undersøkelser og faunafeller benyttet. Her vil noen av punktene bli gjemt bak andre. Moloen er satt som indre linje der avstanden til stasjonene er målt til bruk i analysen av effekten av den indre-ytre gradienten i båthavnen. Kilde: Flybilder (Ortofoto) fra Geonorge.

2.1.7 Oksval båthavn – Nesodden

Oksval båthavn (figur 9) ligger rett øst for Nesoddtangen, der havneområdet ligger svært åpent til på østsiden av Nesodden mot Bunnefjorden. Oksval er en stor båthavn med tilgang kun for medlemmer, med plass til båter opptil 14 meter i lengde. Båthavnen består av seks brygger av ulik størrelse, der avstanden fra land til ytterste stasjonen (blå sirkel i figur 9) er 240 meter. I området rundt båthavnen er det tett bebyggelse. Alle bryggene er flytende på vannet, og den målte dybden er på 4 meter til 18 meter på stasjonene.



Figur 9: Kart over Oksval båthavn, inkludert steder for RAS-undersøkelser (skrap av brygge-element), fire naturlige faunafeller og en syntetisk faunafelle. Rød sirkel representerer RAS-undersøkelse, grønn sirkel representerer faunafelle og blå sirkel representerer steder der to ulike typer faunafelle (naturlig og syntetisk) ble benyttet. På noen steder ble både RAS-undersøkelser og faunafeller benyttet. Her vil noen av punktene bli gjemt bak andre. Det gule krysset viser den indre linjen der avstanden til stasjonene er målt til bruk i analysen av effekten av den indre-ytre gradienten i båthavnen. Kilde: Flybilder (Ortofoto) fra Geonorge.

2.2 RAS-kartlegging

Å kartlegge og overvåke forekomsten av fremmede arter langs hele kystlinjen til Norge vil være svært kostnadskreven, derfor er det utviklet ulike lavkostnadsmetoder for å undersøke spesielt utsatte områder for invaderende arter, slik båthavner ofte er (Rinde et al., 2017). Slike metoder inkluderer RAS-kartlegging (Minchin, 2007). RAS-kartlegging er en mye brukt metode for tidlig varsling av fremmede arter, og ble brukt på alle de syv båthavnene i dette studiet. Metoden innebærer å gjøre undersøkelser ved å skrape ulike typer nedsenket kunstig substrat i hver av båthavnene, for å fange opp tilstedeværelsen av fremmede arter (Rinde et al., 2017). Slikt kunstig substrat kan være tau, bildekk, blåser, fendere eller selve bryggeelementene. Ved RAS-kartlegging vil fremmede arter som lever på det kunstige substratet, slik som fastsittende dyr eller makroalger, bli fanget opp. Metoden gir et godt bilde av samfunnet som har etablert seg på det kunstige substratet og som lever innenfor båthavnen.



Figur 10: *Til venstre: Redskapene som ble brukt under RAS-undersøkelser (håv, barkespade og rake med nett). Til høyre: Gjennomføring av RAS-skrap på brygge-element. Foto: Trine Bekkby, NIVA.*

Det ble samlet inn materiale fra loddrette betongvekker og plastpongtonger på minimum seks ulike steder per båthavn. Stasjonene er valgt ut med hensikt på å dekke hele båthavnen fra innerste til ytterste brygge. Stasjonene skal dermed representere hele det valgte undersøkelsesområdet, fra de innerste bryggene med mindre eksponering fra vind og bølger, til de ytterste bryggene med høyere eksponering. Det var ønskelig å få data fra skrap på

tilgjengelig tau i båthavnene, men dessverre var tilgangen på slikt tau minimal. Figur 3-9 viser RAS-stasjonene for alle båthavnene.

RAS-kartleggingen ble gjennomført én gang på våren og én gang på høsten. For å unngå å skrape på samme brygge-element to ganger på kort tid, ble det på høsten skrapet på båtplassen rett ved siden av der det ble skrapet på våren. Det ble brukt en stålrive med innsamlingsnett for skrap av tilgjengelig brygge-element (figur 10), da dette har vist seg å være svært effektivt for å samle inn påvekst av alger og dyr fra kunstig substrat (Rinde et al., 2017). Maskene på innsamlingsnettet hadde en størrelse på 4 mm, så det må antas at noen av de mobile artene har blitt tapt ved bruk av denne metoden, eksempelvis amfipoder. Det ble skrapet ca. 1 meter i bredde og så dypt ned som dybden på tilgjengelig bryggesubstrat tillot.



Figur 11: Innsamlet materiale fra RAS-undersøkelser ble undersøkt i hvit balje ute i felt. Foto: Trine Bekkby, NIVA.

Alt innsamlet materiale ble lagt i en hvit balje med sjøvann og gjennomgått i felt med ID-ark til registrering av observerte arter (figur 11). Det ble notert dekningsgrad for forekomst av de ulike artene basert på en skala fra 1-4, der 1 er enkeltindivider, 2 er spredt, 3 er middels tett og 4 er dominerende. Dette er en standardisert semikvantitativ skala brukt av NIVA for overvåking av fjæresonen (Fagerli et al., 2021). Dersom det ble funnet stillehavsøsters (*Magallana gigas*) ble det gjort noen enkle målinger for å få oversikt over størrelsesfordelingen, dvs. det minste og det største individet, samt et individ med en størrelse

omtrent midt i mellom den minste og den største, og ble målt med et skyvelære. Usikre eller ukjente arter som ble samlet inn ble lagt på glass med sjøvann for å senere bli artsbestemt på laboratorium.

2.3 Faunafeller

I tillegg til RAS-undersøkelser ble det hengt ut fire taufeller i hver av de syv båthavnene. Disse faunafellene er konstruert for å fange opp små mobile arter, og dermed et annet samfunn enn det RAS-undersøkelser klarer å fange opp. Faunafeller er en metode som er mye brukt for å fange opp koloniseringen av marine arter på kunstig substrat (Christie et al., 2009). Faunafellen ble laget av tre-trådet (vridd) sisaltau (laget av naturfiber) med ca. 1 meters lengde som ble tvinnnet opp og satt sammen til en tauknote, holdt sammen med en strips (figur 12). Det var denne tauknuten som utgjorde selve fellen. Ute i felt ble et tau festet til faunafellen for feste til selve brygge-elementet, samt sjakler for tyngde i vannet slik at fellen skulle holde seg mest mulig i ro. Alle faunafellene ble hengt ut på ca. 1 meter dyp. Figur 3-9 viser alle stasjonene der faunafellene ble hengt ut i båthavnene. I hver båthavn ble det også hengt ut en faunafelle laget av syntetisk materiale på høsten, se mer informasjon i kap. 2.4.



Figur 12: Til venstre og midten: Faunafelle med lodd og tau. Til høyre: Faunafelle som er satt ut i vannet og festet til brygge-elementet.

For å fange opp eventuelle sesongvariasjoner ble faunafellene hengt ut på våren, sommeren og høsten. Fellene hang ute i 14 dager før de ble samlet inn. Tauene ble hengt ut på samme stasjon hver sesong for å utelukke eventuelle forskjeller ved ulik plassering. Faunafellene ble

satt ut på stasjoner langs en indre-ytre gradient i båthavnene, for å fange opp eventuelle forskjeller mellom indre og ytre brygge (se plassering i figur 3-9). Det ble brukt hov med tett duk for innsamling av faunafellene (figur 13), slik at flest mulig mobile dyr skulle bli fanget opp. Her må det likevel antas at noen dyr kan ha sluppet unna. Alt innsamlet materiale fra faunafellene ble lagt i gjennomsiktige glidelås-poser med sjøvann ute i felt, fraktet til laboratoriet i en kjølebag, og senere lagt på sprit (96% etanol) og artsbestemt på laboratorium.



Figur 13: Til venstre: Hov med tett duk for innsamling av faunafeller. Til høyre: Innsamling av faunafeller med bruk av hov.

2.4 Undersøkelser av syntetisk og naturlig tau

På bakgrunn av observasjoner gjort på sommeren, ble det bestemt at det i tillegg til de fire opprinnelige faunafellene skulle henges ut en ekstra faunafelle med syntetisk tau i hver båthavn. Dette var i tillegg til de fire opprinnelige faunafellene, og ble kun hengt ut på høsten. De opprinnelige sisaltauene er laget av et slitesterkt naturfiber som gir en ru struktur, og inneholder ingen kunstige stoffer. Tauet har tidligere blitt brukt til å fange opp arter tilknyttet tang og tare, og simulerer et mer naturlig substrat (Christie et al., 2009). Det syntetiske tauet derimot er laget av polypropylen, som er en type plast. Plasten har bedre holdbarhet og gir en mer glatt struktur, noe som mest sannsynlig gjør tauet mer motstandsdyktig mot begroing av dyr og alger. På sommeren ble det funnet store mengder av den fremmede arten japansk spøkelseskreps (*Caprella mutica*) i faunafellene. Det var derfor ønskelig å undersøke om den

typen tau som ofte brukes i båthavner tiltrakk seg flere eller færre fremmede arter, som *C. mutica*. De syntetiske taufellene ble laget på tilsvarende måte som for de naturlige taufellene (figur 14). Totalt hang det derfor fem faunafeller per båthavn ute på høsten, fire naturlige og en syntetisk. De syntetiske faunafellene ble plassert ytterst i hver båthavn, på 1 meters dyp, like ved siden av den ytterste av de hvite faunafellene laget av naturlig tau (se figur 3-9). Innsamlingen foregikk på samme måte for begge tautyper.



Figur 14: Syntetisk (blå) og naturlig (hvit) faunafelle med lodd og tau.

2.5 Innsamling av støtteparametere

Andre faktorer som kan ha betydning for spredningen av fremmede arter og for samfunnene som lever i Oslofjorden, er temperatur og salinitet. Derfor ble målinger av temperatur og salinitet samlet inn for hver båthavn ved bruk av digitalt termometer og refraktometer. Slike støtteparametere kan være med å forklare observerte mønstre i utbredelsen til de ulike artene, og gi et bilde av potensielle geografiske eller sesongbaserte forskjeller.

2.6 Artsbestemmelser på laboratorium

Alt innsamlet materiale fra feltarbeidet ble gjennomgått på UiOs laboratorium. Fra RAS-kartleggingen inkluderer dette kun ukjente og usikre arter, da resten av materialet ble undersøkt ferdig ute i felt. Faunafellene ble hentet ute i felt, der hele fellen ble lagt i

gjennomsiktig glidelås-pose med sjøvann og fraktet til laboratoriet i en kjølebag. Alt innholdet i posene ble hver for seg skylt med ferskvann over i en hvit balje (se figur 15), der tauene ble nøye skylt for å få med alt av fastsittende dyr. Deretter ble innholdet i baljen silt igjennom en sikt på 180 µm, der alle dyr samlet opp i sikten ble lagt over på mindre beholdere med sprit (96% etanol, se figur 15). Beholderne ble markert med lokalitet (dvs. båthavn), stasjon, type faunafelle (naturlig eller syntetisk) og dato for innsamlingen slik at det senere kunne gjennomgås for artsidentifisering.



Figur 15: *Til venstre:* Hvit balje med innholdet fra faunafellen på stasjon 36 på Steinbrygga båthavn. *Til høyre:* Beholderne med innholdet fra faunafellene etter bruk av sikt, satt på sprit.

Alt materiale fra faunafellene ble bestemt under et stereomikroskop (Nikon SMZ1270) og deretter telt opp. Dyrene ble identifisert ned til laveste mulige taksonomiske nivå, der artsidentifiseringen ble gjort på bakgrunn av morfologiske trekk. Antallet taksonomiske nivåer som ble registrert for faunafeller og RAS-undersøkelser vil bli referert til som antall taksa heretter. Grunnet vanskelighetsgraden med identifiseringen og ønsket om sammenlignbare resultater med det som ble identifisert i felt fra RAS-kartleggingen, ble dyrene ofte bestemt til familie eller orden. Dersom antall individer av en art oversteg 500 individer ble antallet bestemt ved å telle opp ca. $\frac{1}{4}$ av individene som deretter ble multiplisert med 4 (Jacobs, 1967).

2.7 Utregninger, statistiske analyser og presentasjon av data

Data fra RAS-undersøkelser og faunafeller blir analysert hver for seg, med unntak av analyse av fremmede arter mot totalt antall taksa der dataene presenteres samlet. Dataene som analyseres inkluderer samfunnsstrukturen (analyser beskrevet i kap. 2.7.1), antall taksa, antall individer og biodiversitetsindeks (kap. 2.7.2 og 2.7.3) og antall fremmede arter mot totalt antall taksa (kap. 2.7.4). Alle funn av fremmede arter presenteres på kart og den målte størrelsen på stillehavsosters presenteres som boxplot. Antall individer ble kun registrert for faunafellene, mens analyse av taksa er gjort for både RAS-stasjoner og faunafeller. De målte støtteparameterne salinitet og temperatur presenteres i tabell.

For utregning av biodiversitetsindeksen ble det brukt Shannon-Weaver indeks. Dette ble kun gjort for data samlet i faunafellene, siden det ikke ble registrert antall individer for RAS-undersøkelser, kun dekningsgrad. Indeksen beregnes ved hjelp av formelen under (formel 1), hvor p_i er andelen individer av hver art i (Shannon, 1948). Formålet ved bruk av indeksen er å få et kvantitativt estimat av den biologiske variasjonen, for å kunne sammenligne artsrikhet og relativ fordeling («evenness») mellom de ulike samfunnene (Clarke et al., 2014).

Formel 1: Shannon-Weaver indeks H' , der p_i er andelen individer av hver art i og R er det totale antallet arter.

$$H' = - \sum_{i=1}^R p_i \ln p_i$$

All visualisering av data og analyser ble gjort i RStudio (Versjon 1.4.1106, © 2009-2021 RStudio, PBC) og i Microsoft Excel (© 2022 Microsoft Corporation). Dataene ble analysert ved hjelp av ordinasjonsanalyse og ANOVA, gjennomført med «vegan» pakken i R, som er et mye brukt verktøy for å presentere samfunnsøkologiske analyser (Dixon, 2003). Kart over lokalitetene ble laget i ArcGIS 10.6.1, med flybilder hentet fra Geonorge.

2.7.1 Samfunnsanalyse (DCA-ordinasjon)

For å lettere visualisere forskjellene mellom samfunnene for RAS-kartleggingen ble det utført en ordinasjonsanalyse. Det ble laget en samfunnsmatrise som inneholdt dekningsgraden av hver taksa for hver stasjon, og ordinasjonsanalysen baseres på denne samfunnsmatrisen. Ordinasjonsmetoden som ble valgt ut var DCA (Detrended Correspondance Analysis), som er en statistisk ordinasjonsmetode brukt til å finne hovedfaktorene som forklarer variasjonen i et

datasett (Hill & Gauch, 1980). En svakhet ved korrespondens analyser er at disse metodene kan danne en såkalt bueffekt, som er en forvrengning av ordinasjonen som kan ses langs ordinasjonsaksene som et vidt spenn (herav navnet bueffekt). I DCA vil detrending prosessen redusere denne effekten ved å «rette ut» buen, og deretter spre punktene ut via en reskalering (Correa-Metrio et al., 2014; Hill & Gauch, 1980). Dette gjør det lettere å tolke avstandene som skiller prøvene.

Det ble utført en ANOVA-analyse av aksene i ordinasjonsplottet for å undersøke hvilke faktorer som bidro til å forklare mest av variasjonen langs de to aksene. Hovedvariasjonen blir representert langs førsteaksen (DCA1), der restvariasjonen blir representert langs andreaksen (DCA2) (Aarrestad et al., 2011; Hill & Gauch, 1980).

Ordinasjonsanalysen ble kun utført for RAS-undersøkelser, da det ble vurdert at dataene for faunafeller ikke egnet seg for ordinasjonsanalyse. Dette er fordi det ble funnet svært få taksa i faunafellene (spesielt om våren, se figur 18), samt at det var større mangler i datasettet grunnet tapte feller (se delkapittel 3.2). Siden metodene som er brukt er svært forskjellig og har ulike stasjoner, var det heller ikke hensiktsmessig å slå sammen RAS-undersøkelser og faunafeller i samme ordinasjonsanalyse.

2.7.2 Antall taksa, antall individer og biodiversitetsindeks (ANOVA)

Data på antall taksa, antall individer og Shannon-Weaver indeksen ble visuelt presentert i barplot og boxplot. For å undersøke hva som forklarte mest av variasjonen i antall taksa og antall individer ble det gjennomført ANOVA-analyser. ANOVA er et mye brukt verktøy for å sammenligne biologiske responser for en rekke ulike variabler (Shaw & Mitchell-Olds, 1993), der variablene som var inkludert i analysene var lokalitet, sesong og indre-ytre gradient i båthavnene. Det ble sjekket for normalfordelte residualer for å møte antagelsene ved bruk av ANOVA (Lantz, 2013). I denne masteroppgaven regnes p-verdier under 0,05 som statistisk signifikante (Moore et al., 2017).

ANOVA-analyser viser hva som forklarer variasjonen mellom ulike variabler, men ikke hvilke variabelpar som står for det meste av variasjonen. Tukey tester ble derfor benyttet for å sammenligne variabelpar for å finne hvilke som var signifikant forskjellige (Tukey, 1949).

2.7.3 Antall taksa og individer på syntetisk og naturlig tau (parvis t-test)

Det ble gjort en parvis t-test for å undersøke om det var signifikante forskjeller mellom syntetisk tau og naturlig sisaltau til bruk i faunafeller. T-test er en mye brukt statistisk metode for å kunne sammenligne signifikante forskjeller mellom to prøver (Kim, 2015). Antall taksa og antall individer knyttet til de to tautypene for de ulike lokalitetene ble i tillegg visuelt presentert som barplot.

2.7.4 Analyse av antall fremmede arter mot totalt antall taksa (lineær regresjon)

For å undersøke sammenhengen mellom antall fremmede arter og totalt antall taksa observert i RAS-undersøkelser og faunafeller samlet, ble det kjørt en lineær regresjon av antall fremmede arter som en funksjon av totalt antall taksa. Regresjonslinjen viser den linjen som passer best til punktene, der det ble beregnet en p-verdi for regresjonslinjene for å sjekke om sammenhengen var statistisk signifikant (Moore et al., 2017). Lineær regresjon ble kun gjort for våren og høsten, da observasjonene for sommeren kun gjelder for faunafeller.

3 Resultater

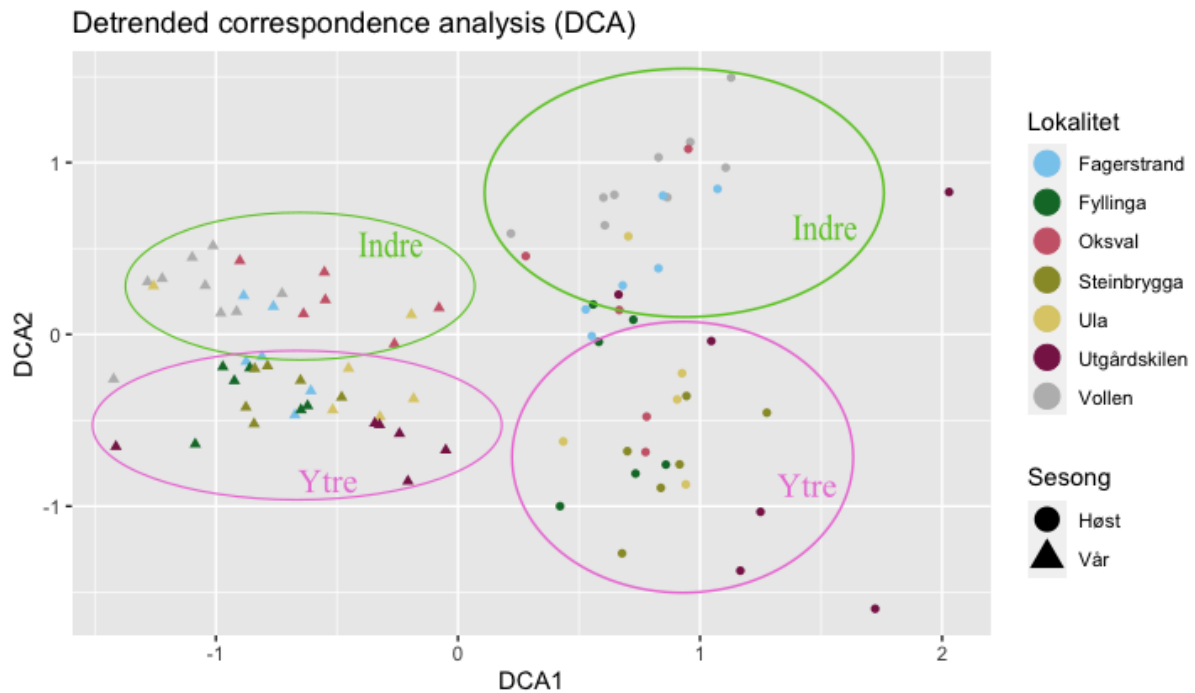
Totalt ble det registrert 63 ulike taksa for RAS-undersøkelser og faunafeller samlet (se artslister vedlegg II–VI). Det ble funnet totalt 23 561 individer i faunafellene fordelt på de syv lokalitetene i Oslofjorden. På våren ble det funnet 3021 individer (hvorav 2523 var uidentifiserte juvenile individer), 17 944 individer på sommeren og 2596 individer på høsten (hvorav 332 ble funnet i syntetiske faunafeller, se vedlegg VII). Det ble identifisert totalt 15 ulike taksa i faunafellene, 8 på våren, 12 på sommeren og 11 på høsten. Den mest dominerende gruppen i faunafellene gjennom alle tre sesonger (ut i fra antall) var amfipoder (Amphipoda). På sommeren var også flerbørstemark (Polychaeta) og blåskjell (*Mytilus edulis*) dominerende, mens det på høsten var blåskjell sammen med amfipoder som dominerte. Under RAS-kartlegging ble det identifisert totalt 60 ulike taksa fordelt på de syv lokalitetene i Oslofjorden, 40 på våren og 51 på høsten. Det ble notert dekningsgrad ute i felt, dermed er ikke antall individer tilgjengelig for RAS. De mest dominerende gruppene på våren for RAS var grønndott (Spongomorpha), røddokke (*Polysiphonia stricta*) og sli sp. (Ectocarpaceae), samt blåskjell. På høsten var blåskjell den dominerende gruppen.

Til sammen ble det registrert seks fremmede arter på de syv lokalitetene i Oslofjorden. De seks observerte artene var japansk spøkelseskreps (*Caprella mutica*), stillehavsøsters (*Magallana gigas*), strømgarn (*Dasya baillouviana*), djeveltunge (*Grateloupia turuturu*), japansk sjølyng (*Dasysiphonia japonica*) og tøffelsnegl (*Crepidula fornicata*). Av disse er *C. mutica*, *M. gigas* og *D. japonica* listet som svært høy risiko i Fremmedartslista (2018), *G. turuturu* og *D. baillouviana* er listet som potensielt høy risiko, mens *C. fornicata* har lav risiko. Alle seks fremmede arter ble funnet ved RAS-kartlegging. For faunafeller ble det totalt funnet en fremmed art, *Caprella mutica*.

3.1 Samfunnsanalyse for RAS-undersøkelser

Ordinasjonsanalysen viser at det er en tydelig forskjell i samfunnene mellom de to sesongene, der prøvene for våren er samlet til venstre og prøvene for høsten er samlet til høyre i plottet (figur 16). Som ANOVA-analysen av ordinasjonsakse 1 (DCA1) viser, er det en signifikant forskjell mellom sesongene (tabell 2). Det ble observert flere taksa på høsten sammenlignet med våren for alle de syv lokalitetene i Oslofjorden (figur 17), og som ANOVA-analysen viser kan sesong forklare mest av denne variasjonen.

Det kan også se ut til at lokalitetene for indre og ytre Oslofjord plasserer seg noe ulikt i ordinasjonsanalysen (figur 16), selv om spredningen blant lokalitetene er noe større om høsten. ANOVA-analysen av ordinasjonsakse 2 (DCA2), viser at det er signifikant forskjell i artssammensetningen mellom lokalitetene. Tilsvarende viser også ANOVA-analysen av DCA1 en signifikant forskjell mellom lokalitetene. Et større bilde av DCA-analysen kan ses i vedlegg 1.



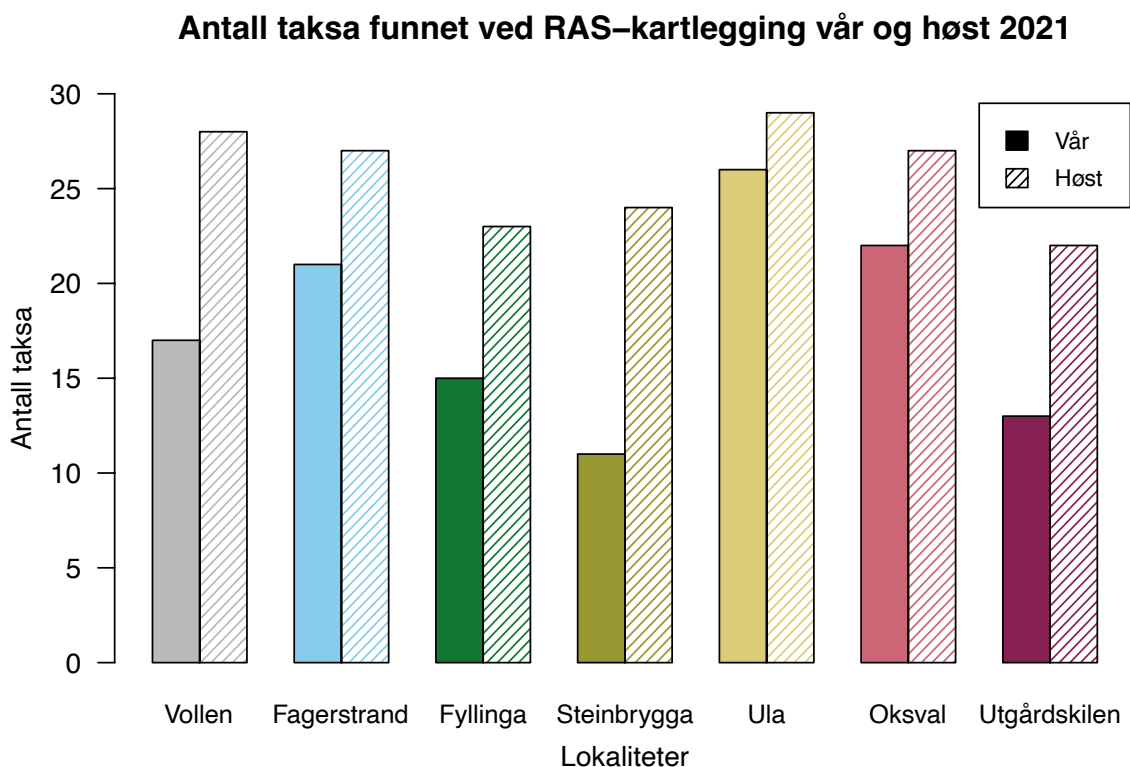
Figur 16: DCA-analyse av samfunnene mellom de ulike lokalitetene (fargekodet), for vår og høst (fasong), inkludert markering for indre Oslofjord (grønn sirkel) og ytre Oslofjord (rosa sirkel). Markering av indre og ytre Oslofjord er kun en visualisering av mønsteret til hvordan båthavnene plasserer seg i ordinasjonsanalysen. Merk at på Vollen marina ble det gjennomført ni RAS-skrap (dermed ni stasjoner) til sammenligning med seks RAS-skrap for de andre lokalitetene. På Oksval båthavn og Ula båthavn ble det kun gjort fem RAS-skrap på høsten da det ikke var tilgjengelig brygge-element for skrap. For et større bilde av DCA-analysen, se vedlegg I.

Tabell 2: ANOVA-analyse av ordinasjonsaksene DCA1 og DCA2 med hensyn på sesong (vår og høst), lokalitet (båthavn) og indre-ytre gradient i båthavnene, for artssammensetningen i RAS-undersøkelser (skrap av brygge-element).

	DCA1			DCA2		
	Df	F-verdi	p-verdi	Df	F-verdi	p-verdi
Sesong	1	601,610	$2,0 \cdot 10^{-16}$	1	2,233	0,139
Lokalitet	6	5,475	$8,85 \cdot 10^{-5}$	6	13,106	$3,09 \cdot 10^{-10}$
Indre/ytre i båthavn	1	1,355	0,248	1	1,745	0,190

3.2 Analyse av antall taksa for RAS-undersøkelser

Det ble observert flest taksa på høsten for alle de syv båthavnene i Oslofjorden (figur 17), og som ANOVA-analysen av antall taksa viser blir variasjonen i stor grad forklart av sesong (tabell 3). Den minste variasjonen mellom vår og høst var på Ula båthavn. Det ble observert flere taksa på båthavnene i indre Oslofjord sammenlignet med de andre båthavnene, med unntak av Ula båthavn som hadde flest observerte taksa for begge sesonger. ANOVA-analysen av antall taksa viser at variasjonen forklares mest av lokalitet (tabell 3). Den indre-ytre gradienten i båthavnene viser en p-verdi tilnærmet statistisk signifikans, og kan også forklare noe av variasjonen i antall taksa.



Figur 17: Antall taksa funnet ved RAS-undersøkelser (skrap av brygge-element) for de syv lokalitetene (båthavnene) i Oslofjorden, vår og høst. Merk at på Vollen marina ble det gjennomført ni RAS-skrap til sammenligning med seks RAS-skrap for de andre lokalitetene. På Oksval båthavn og Ula båthavn ble det kun gjort fem RAS-skrap på høsten da det ikke var tilgjengelig brygge-element for skrap. Lokaliteter er representert på x-aksen og antall taksa på y-aksen.

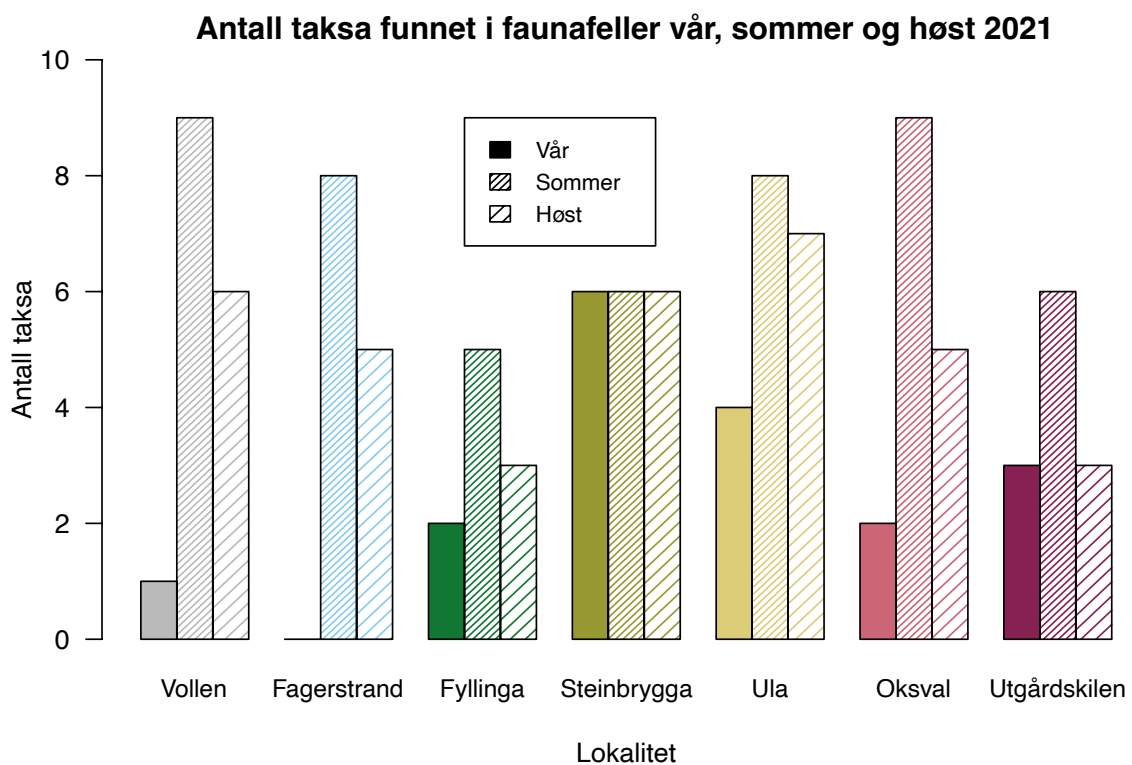
Tabell 3: ANOVA-analyse av antall taksa med hensyn på sesong (vår og høst), lokalitet (båthavn) og indre-ytre gradient i båthavnene, for RAS-undersøkelser (skrap av brygge-element).

	Df	F-verdi	p-verdi
Sesong	1	29,546	$5,90 \cdot 10^{-7}$
Lokalitet	6	12,896	$4,19 \cdot 10^{-10}$
Indre/ytre i båthavn	1	8,035	0,0582

Tukey Posthoc test av lokalitet for ANOVA-analysen av antall taksa viser at det er signifikant forskjell mellom Fyllinga båthavn mot Oksval båthavn, Fagerstrand båthavn og Ula båthavn (henholdsvis $p = 7,1 \cdot 10^{-3}$, $p = 7,86 \cdot 10^{-5}$ og $p = 7,82 \cdot 10^{-5}$), der det ble funnet flest taksa i båthavnene i indre Oslofjord og på Ula båthavn. Det var også signifikant forskjell mellom Utgårdskilen båthavn mot Fagerstrand båthavn, Oksval båthavn, Ula båthavn og Vollen marina (henholdsvis $p = 5,56 \cdot 10^{-5}$, $p = 2,16 \cdot 10^{-4}$, $p = 3,1 \cdot 10^{-7}$ og $p = 1,2 \cdot 10^{-3}$), der båthavnene i indre Oslofjord og Ula båthavn hadde flest taksa.

3.3 Analyse av antall taksa og antall individer for faunafeller

I faunafellene ble det registrert høyest antall taksa på sommeren. Steinbrygga skiller seg ut med funn av likt antall taksa for alle tre sesonger (figur 18). Funn av uidentifiserte juvenile individer på våren er ikke inkludert i analysene. På Fagerstrand båthavn gikk alle faunafellene på våren tapt, da det var lekkasje i vannet av et farlig kjemisk stoff (UM-1307 Xylen) i havneområdet i det fellene skulle hentes inn. Grunnet lekkasjen er ingen taksa registrert for vår-perioden på Fagerstrand båthavn. På Utgårdskilen båthavn ble en faunafelle funnet på land om høsten, dermed gikk også en felle tapt på denne lokaliteten.



Figur 18: Antall taksa funnet i faunafeller på de ulike lokalitetene (båthavnene) over sesongen (våren, sommeren og høsten). På Fagerstrand båthavn er det ingen registreringer for våren da faunafellene gikk tapt. På Utgårdskilen gikk en faunafelle tapt på høsten. Uidentifiserte juvenile individer er ikke inkludert. Lokalitetene er representert på x-aksen og antall taksa på y-aksen.

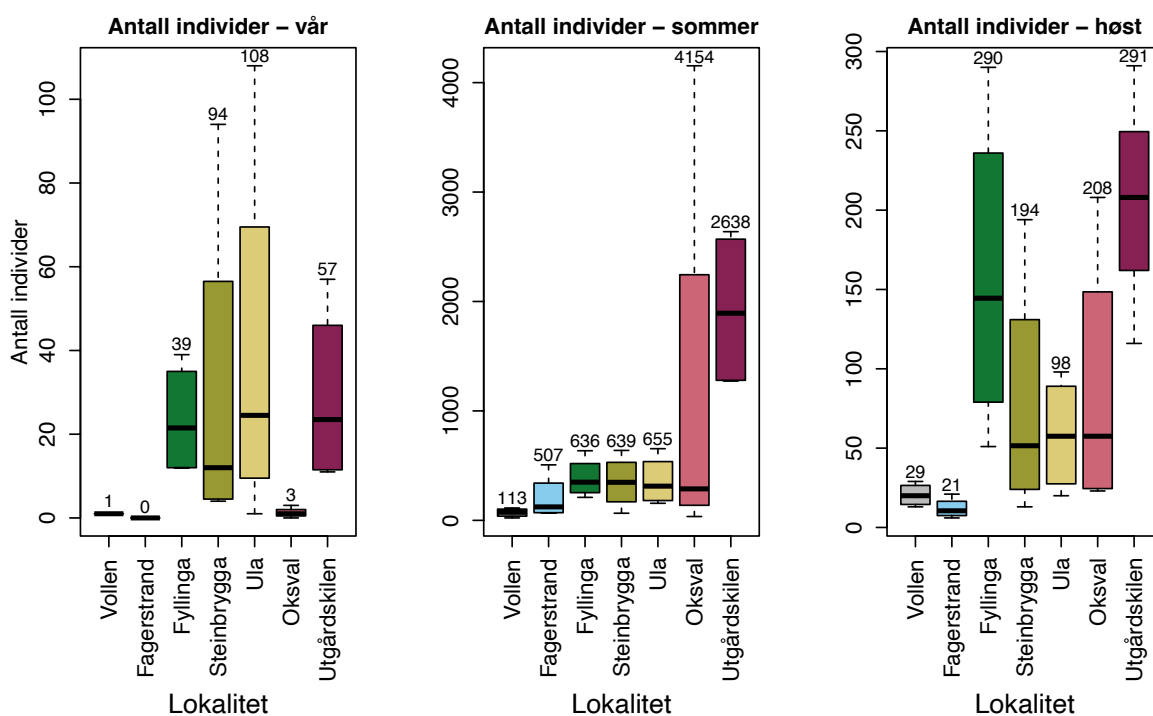
ANOVA-analysen av antall taksa for faunafeller viser at variasjonen i stor grad forklares av sesong (tabell 4). På sommeren ble det registrert et høyere antall taksa sammenlignet med våren og høsten (figur 18). Det ble også funnet en signifikant forskjell i antall taksa mellom lokalitetene, så noe av variasjonen kan ifølge ANOVA-analysen forklares av forskjeller mellom de ulike båthavnene. Totalt sett ble det observert flest taksa på Ula båthavn og Steinbrygga båthavn (i ytre del av studieområdet, på vestsiden av Oslofjorden), tett etterfulgt av båthavnene i indre Oslofjord, med færrest antall taksa på Fyllinga båthavn (i ytre og vestre del) og Utgårdskilen båthavn (i ytre del av studieområdet, på østsiden av Oslofjorden).

Tabell 4: ANOVA-analyse av variasjonen på antall taksa i faunafeller, med hensyn på sesong (vår, sommer, høst), lokalitet (båthavn) og indre-ytre gradient i båthavnene.

	Df	F-verdi	p-verdi
Sesong	2	38,546	$5,79 \cdot 10^{-12}$
Lokalitet	6	3,003	0,0115
Indre/ytre i båthavn	1	2,642	0,1086

Tukey Posthoc test av sesong for ANOVA-analysen av antall taksa viser en signifikant forskjell mellom sommer-høst ($p = 1,05 \cdot 10^{-5}$) og vår-høst ($p = 2,40 \cdot 10^{-3}$). For lokalitetene er det forskjellen mellom Ula båthavn og Fyllinga båthavn som er signifikant ($p = 0,0257$), der Ula båthavn har flest taksa og Fyllinga båthavn færrest taksa. Variasjonene mellom Utgårdskilen båthavn-Ula båthavn ($p = 0,0833$) og Fyllinga båthavn-Fagerstrand båthavn ($p = 0,05312$) er ikke statistisk signifikante, men er likevel båthavner som viser stor variasjon.

Det høyeste antallet individer i faunafellene ble funnet på sommeren for alle de syv lokalitetene (figur 19). For noen lokaliteter var variasjonen innad i båthavnen stor, eksempelvis for Oksval båthavn på sommeren. Bakgrunnen for det høye antallet individer på Oksval var den store forekomsten av juvenile blåskjell på en av de fire stasjonene. På Utgårdskilen båthavn skyldes det høye antallet individer om sommeren en stor mengde amfipoder.



Figur 19: Antall individer funnet i faunafeller på de ulike lokalitetene (båthavnene), på våren, sommeren og høsten. På Fagerstrand båthavn er det ingen registreringer for våren da faunafellene gikk tapt. På Utgårdskilen gikk en faunafelle tapt på høsten. Uidentifiserte juvenile individer er ikke inkludert. Lokalitetene er representert på x-aksen og antall individer på y-aksen.

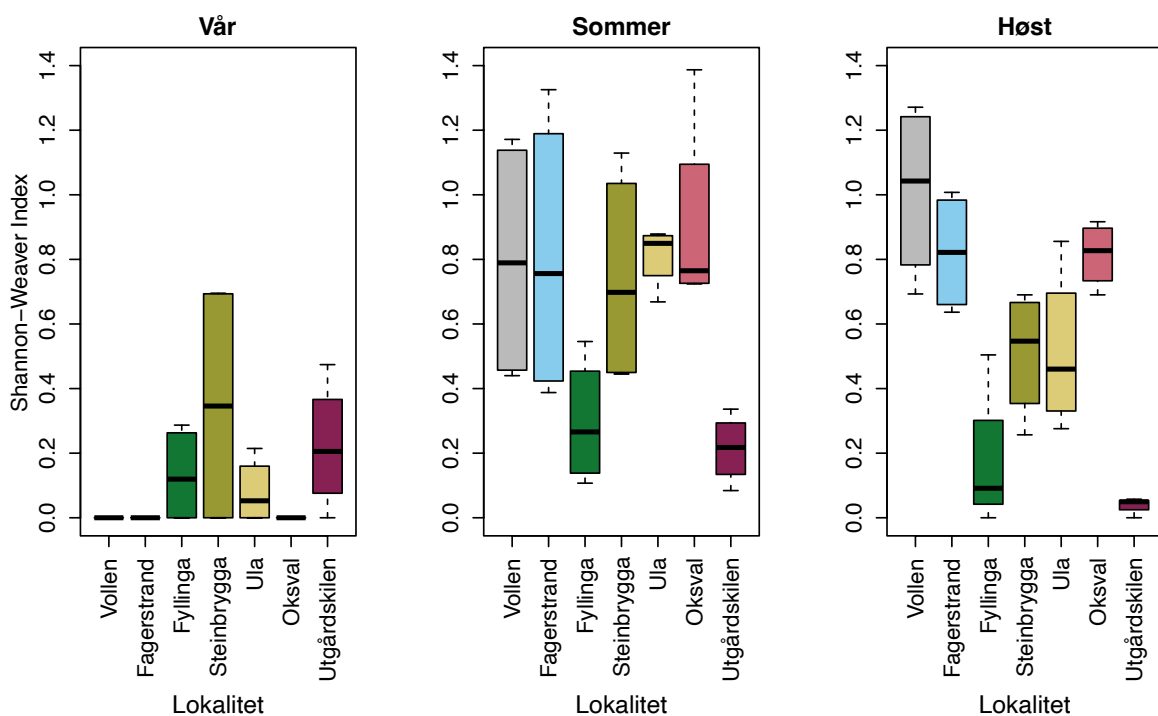
ANOVA-analysen av antall individer viser en signifikant forskjell mellom sesong og lokalitet (tabell 5). Det ble observert høyest antall individer på sommeren, etterfulgt av høsten. Det ble også observert store variasjoner i antall individer mellom båthavnene for de ulike sesongene. Tukey Posthoc testen av sesong for antall individer viser at vår-sommer ($p = 3,4 \cdot 10^{-4}$) og sommer-høst ($p = 2,1 \cdot 10^{-3}$) er signifikant forskjellig. Med hensyn til forskjeller mellom lokaliteter er det kun Vollen båthavn og Utgårdskilen båthavn ($p = 0,0386$) som er signifikant forskjellig, og som skiller seg mest fra hverandre, der Utgårdskilen båthavn har flest individer.

Tabell 5: ANOVA-analyse av variasjonen på antall individer i faunafeller, med hensyn på sesong (vår, sommer, høst), lokalitet (båthavn) og indre-ytre gradient i båthavnene.

	Df	F-verdi	p-verdi
Sesong	2	11,029	$6,98 \cdot 10^{-5}$
Lokalitet	6	2,424	0,0348
Indre/ytre i båthavn	1	0,080	0,7783

3.4 Shannon-Weaver diversitetsindeks for faunafeller

ANOVA-analysen av Shannon-Weaver indeksen for faunafeller viser en signifikant forskjell i biodiversitet mellom de ulike sesongene og lokalitetene (tabell 6). Analysen viser derimot ingen signifikant effekt av indre-ytre gradienten innad i båthavnene. Tukey Posthoc testen viser at diversiteten på våren var signifikant forskjellig fra det man finner både på sommeren ($p = 4,0 \cdot 10^{-6}$) og på høsten ($p = 1,66 \cdot 10^{-4}$). Biodiversiteten var signifikant lavere på våren enn i de to andre sesongene, og høyest på sommeren på alle lokaliteter (figur 20). Det var også store forskjeller mellom flere lokaliteter, der Fyllinga båthavn var signifikant forskjellig fra Fagerstrand båthavn ($p = 1,2 \cdot 10^{-3}$) og Vollen marina ($p = 0,0362$). Utgårdskilen båthavn var også signifikant forskjellig fra Fagerstrand båthavn ($p = 8,0 \cdot 10^{-4}$), Oksval båthavn ($p = 0,0404$) og Vollen marina ($p = 0,0226$). De tre båthavnene i indre Oslofjord (Fagerstrand båthavn, Oksval båthavn, Vollen marina) hadde den høyeste biodiversiteten sammenlignet med Fyllinga båthavn og Utgårdskilen båthavn i ytre Oslofjord. Utgårdskilen båthavn og Fyllinga båthavn hadde spesielt lav biodiversitet om sommeren og høsten, med amfipoder som den dominerende gruppen for begge lokaliteter.



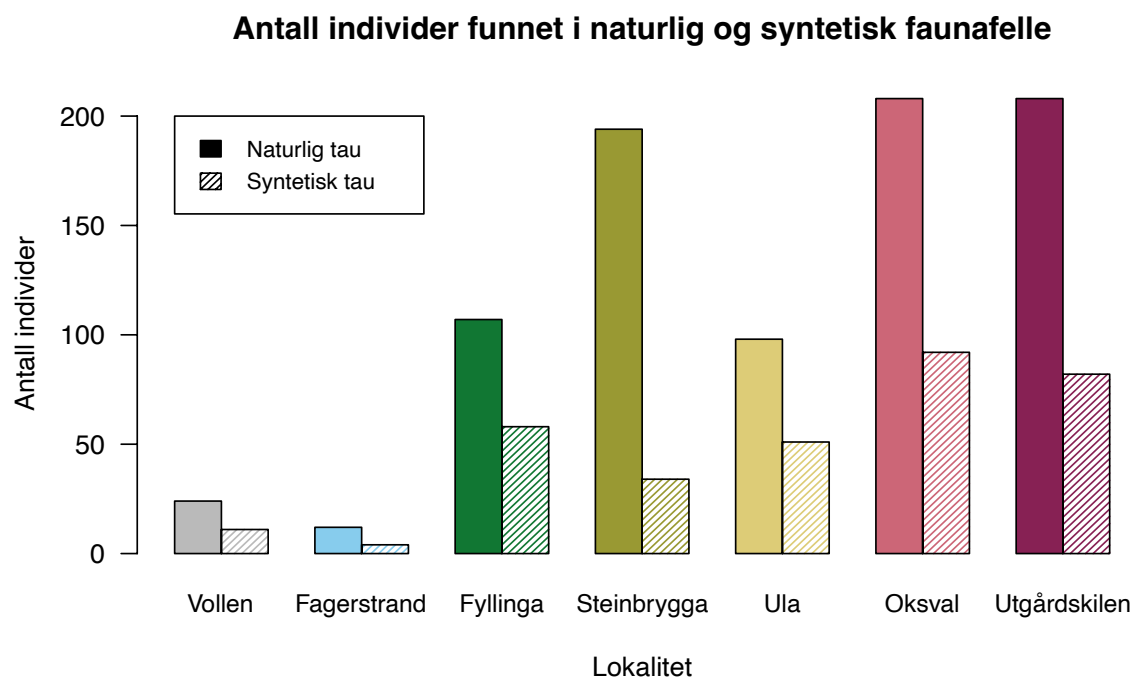
Figur 20: Biodiversitet i faunafeller beregnet med Shannon-Weaver indeks mellom de ulike lokalitetene for våren, sommeren og høsten. Lokalitetene (båthavnene) er representert på x-aksen og den beregnede Shannon-Weaver indeksen er representert på y-aksen.

Tabell 6: ANOVA-analyse av variasjonen i artsdiversitet (Shannon-Weaver indeks) i faunafellene, med hensyn på sesong (vår, sommer, høst), lokalitet (båthavn) og indre-ytre gradient i båthavnene.

	Df	F-verdi	p-verdi
Sesong	2	17,249	$2,01 \cdot 10^{-6}$
Lokalitet	6	5,618	$1,62 \cdot 10^{-4}$
Indre/ytre i båthavn	20	0,633	0,868

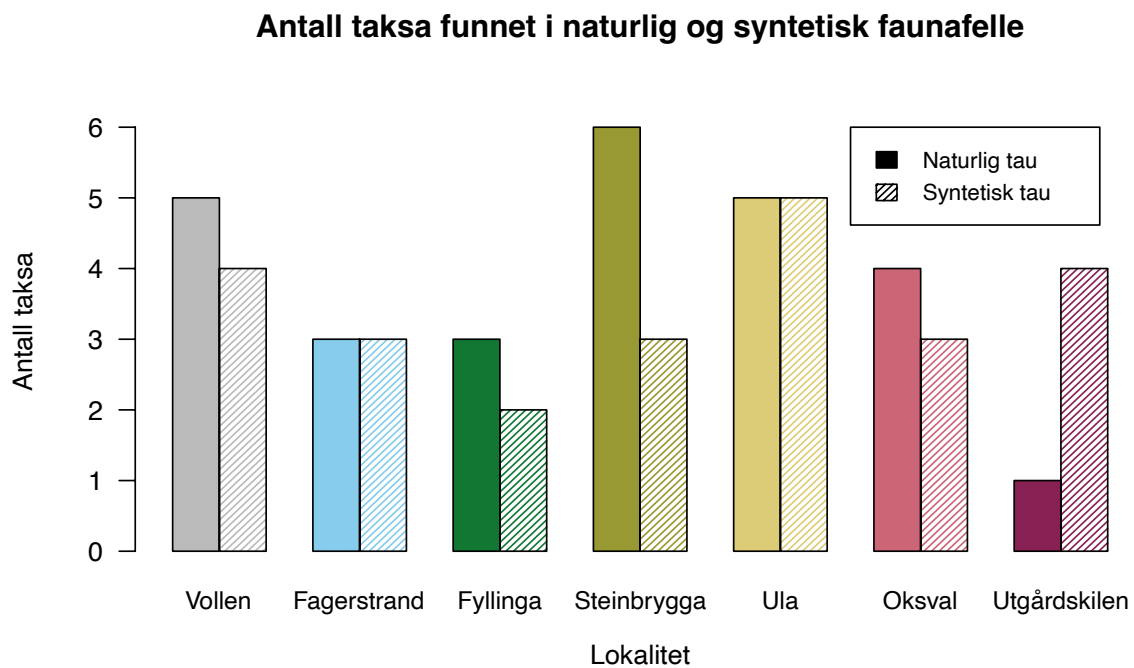
3.5 Sammenligning av naturlig og syntetisk tau

Den parvise t-testen for antall individer viser en p-verdi på 0,017, som betyr at forskjellen mellom den syntetiske faunafellen og den naturlige sisal faunafellen er signifikant. Det ble funnet flest individer på det naturlige sisaltauet for alle lokaliteter (figur 21), der antallet individer var mer enn doblet sammenlignet med det syntetiske tauet. Sammen med t-testen viser dette at det er en tydelig forskjell i antall individer som har etablert seg på de to ulike faunafellene. Forskjellene vises spesielt godt på Steinbrygga båthavn som hadde størst variasjon, der antall individer funnet på syntetisk faunafelle var 34 mot 194 på den naturlige faunafellen. Av blåskjell og amfipoder, som var de vanligste gruppene i faunafellene på høsten, var antallet individer høyere i de naturlige faunafellene enn for de syntetiske faunafellene.



Figur 21: Antall individer funnet i naturlig og syntetisk faunafelle høsten 2021. En naturlig og syntetisk faunafelle har vært plassert på samme stasjon på hver lokalitet (båthavn) for sammenligning. Lokaliteter er representert på x-aksen og antall individer på y-aksen.

For antall taksa viser den parvise t-testen en p-verdi på 0,555, som til forskjell fra antall individer betyr at det ikke er en signifikant forskjell mellom antall taksa funnet i naturlig sisal faunafelle og syntetisk faunafelle. Til tross for at det ikke er noen statistisk signifikant forskjell i antallet taksa, ble det likevel funnet flest taksa på naturlig sisal faunafelle for fire av syv lokaliteter (se figur 22). For to av lokalitetene var antallet taksa likt, der lokaliteten som skiller seg ut er Utgårdskilen båthavn, hvor det ble funnet flest taksa i den syntetiske faunafellen.



Figur 22: Antall taksa funnet i naturlig og syntetisk faunafelle høsten 2021. En naturlig og syntetisk faunafelle har vært plassert på samme stasjon på hver lokalitet (båthavn) for sammenligning. Lokaliteter er representert på x-aksen og antall taksa på y-aksen.

Hovedårsaken til at det ble hengt ut to ulike typer tau i faunafellene var for å undersøke om dette kunne ha en effekt på tilstedeværelsen av den fremmede arten japansk spøkelseskreps (*Caprella mutica*). På Oksval båthavn ble det funnet 5 individer av *C. mutica* på den syntetiske faunafellen og 51 individer på den naturlige faunafellen. Utover dette ble det kun funnet ett individ på den naturlige og ett individ på den syntetiske faunafellen på Ula båthavn.

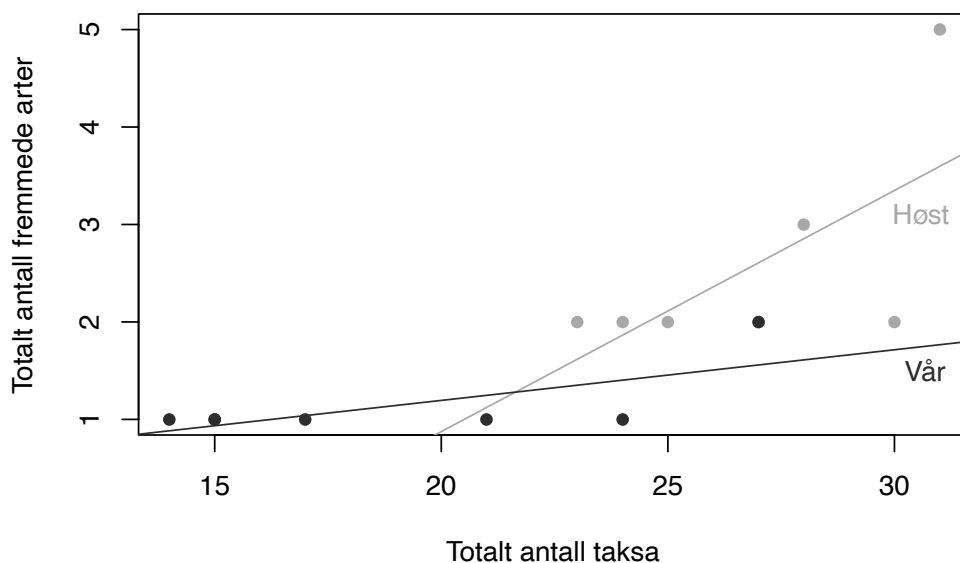
3.6 Funn av fremmede arter

Tabell 7 viser hvilke lokaliteter og hvilken sesong de identifiserte fremmede artene ble observert, for RAS-kartlegging og faunafeller samlet. Det ble funnet flest fremmede arter på Ula båthavn (fem arter) og minst to fremmede arter på de øvrige båthavnene. Figur 23 viser det totale antallet fremmede arter som funksjon av totalt antall arter funnet i RAS-undersøkelser og faunafeller samlet, for vår og høst.

Tabell 7: Oversikt over registrerte fremmede arter på de ulike lokalitetene (båthavnene) i Oslofjorden, for RAS-undersøkelser (skrap av brygge-element) og faunafeller samlet. «V» representerer funn vår, «S» sommer og «H» høst. De fremmede artene som ble funnet var japansk spøkelseskreps (*Caprella mutica*), stillehavsøsters (*Magallana gigas*), strømgarn (*Dasya baillouviana*), japansk sjølyng (*Dasysiphonia japonica*) og tøffelsnegl (*Crepidula fornicata*).

Lokalitet (båthavn)	<i>Caprella mutica</i>	<i>Magallana gigas</i>	<i>Dasya baillouviana</i>	<i>Grateloupia turuturu</i>	<i>Dasysiphonia japonica</i>	<i>Crepidula fornicata</i>
Vollen	S, H	V, H				
Fyllinga	S	V, H	H			
Steinbrygga		V, H		H		
Ula	V, S, H	V, H		S, H	H	H
Utgårdskilen		V, H	H			
Fagerstrand	S	V, H			H	
Oksval	S, H	V, H	H			

Sammenheng mellom antall taksa og fremmede arter

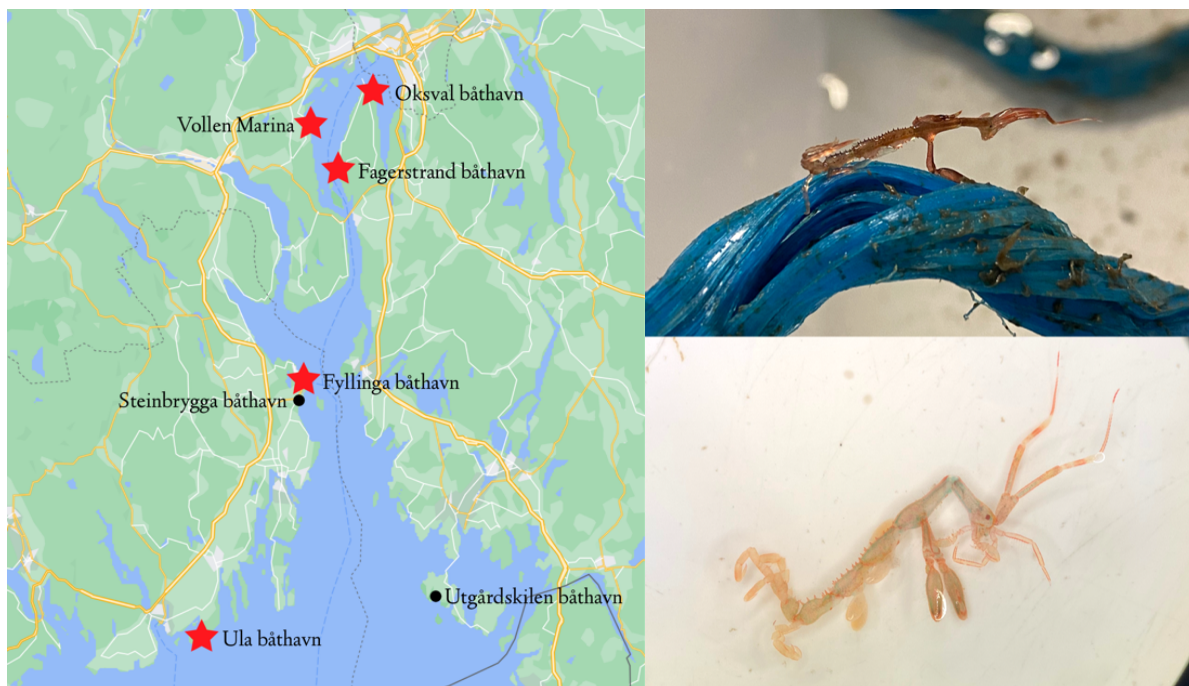


Figur 23: Sammenheng mellom totalt antall taksa og totalt antall fremmede arter for RAS-undersøkelser (skrap av brygge-element) og faunafeller samlet, vår og høst. Funn av arter på sommeren er ikke inkludert da dette kun gjaldt faunafeller. Regresjonslinjene vist i figuren for vår og høst er ikke statistisk signifikante.

Dataene for vår og høst viser en tendens til at et høyere totalt antall taksa på en lokalitet vil gi flere funn av fremmede arter (figur 23), selv om p-verdiene beregnet for de to regresjonslinjene viser at denne trenden ikke er statistisk signifikant, med en p-verdi på 0,082 for våren og 0,108 på høsten.

3.6.1 Japansk spøkelseskreps (*Caprella mutica*)

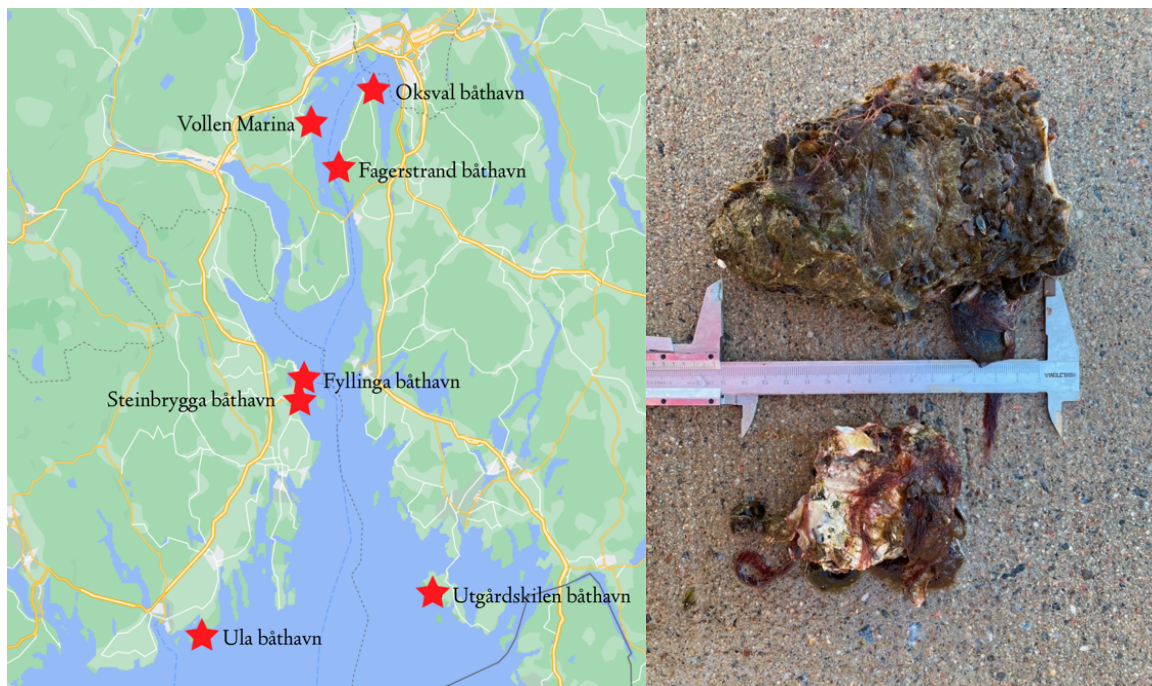
Caprella mutica ble funnet på fem av syv lokaliteter, på begge sider av Oslofjorden (figur 24). Arten ble hovedsakelig funnet i faunafeller, og ble observert både på våren, sommeren og høsten. I RAS-undersøkelser ble det funnet totalt 3 individer på høsten. Det ble registrert totalt 642 individer av *C. mutica*, hvorav 1 på våren, 583 på sommeren og 58 på høsten. Av det totale antallet på sommeren inkluderer dette juvenile individer (ca. 1/3 av det totale antallet). Den høyeste forekomsten av *C. mutica* ble observert på lokalitetene Oksval båthavn i indre Oslofjord og Ula båthavn i ytre Oslofjord. På de andre lokalitetene var det kun funn av enkeltindivider. Det var ingen observasjoner av *C. mutica* på Steinbrygga båthavn og Utgårdskilen båthavn.



Figur 24: **Til venstre:** Kart over de syv lokalitetene i Oslofjorden. Markering med rød stjerne representerer funn av japansk spøkelseskreps (*Caprella mutica*), sort punkt representerer ingen funn. Kilde til bakgrunnskart: Kartdata ©2022 Google. **Til høyre oppe:** *C. mutica* sittende på en faunafelle. **Til høyre nede:** *C. mutica* sett igjennom et stereomikroskop.

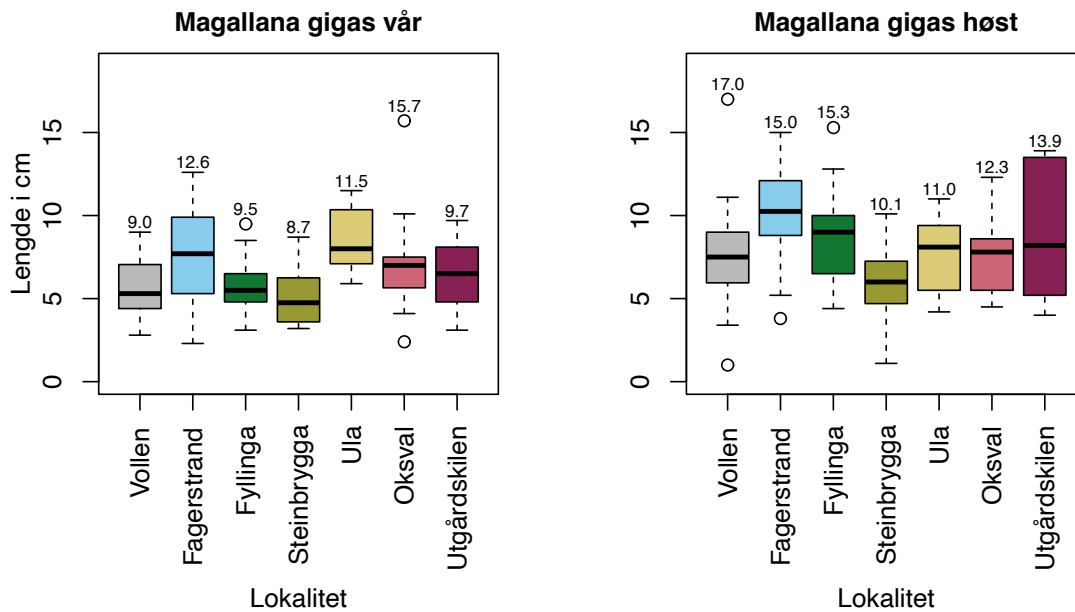
3.6.2 Stillehavsøsters (*Magallana gigas*)

Stillehavsøsters (*Magallana gigas*) er den eneste av de observerte artene som ble funnet på alle lokalitetene i Oslofjorden (figur 25), både vår og høst. Det var en del variasjon i dekningsgraden av arten på de ulike båthavnene. Generelt ble det observert få individer av stillehavsøsters på Ula båthavn, med kun enkeltindivider for begge sesonger. Dette var også tilfellet for Utgårdskilen båthavn, der det kun ble funnet få enkeltindivider både vår og høst. Dekningsgraden var størst på Fagerstrand båthavn, der tilstedeværelsen var spredt på våren og middels tett på høsten. På de resterende lokalitetene var variasjonene større innad i båthavnene, der alle dekningsgradene var representert.



Figur 25: *Til venstre:* Kart over de syv lokalitetene i Oslofjorden. Markering med rød stjerne representerer funn av stillehavsøsters (*Magallana gigas*), sort punkt representerer ingen funn. Kilde til bakgrunnskart: Kartdata ©2022 Google.
Til høyre: Funn av to ulike størrelser av *M. gigas* ute i felt.

Figur 26 viser den målte størrelsesfordelingen av stillehavsøsters på de ulike lokalitetene, vår og høst. Østersstørrelsen varierte mellom minste individ på 2,3 cm (Fagerstrand båthavn) til største individ på 15,7 cm (Oksval båthavn) på våren, og mellom minste individ på 1,0 cm (Vollen marina) og største individ på 17,0 cm (Vollen marina) på høsten. Til tross for at det minste individet ble funnet på høsten, er gjennomsnittslengden av stillehavsøsters større på høsten enn for våren, med 6,5 cm i snitt på våren mot 8,0 cm i snitt på høsten. Lengden er kun målt for 1 til 3 individer per stasjon, og gir dermed et grovt estimat av størrelsesfordelingen av arten på lokalitetene.



Figur 26: Boxplot av målt stillehavstøsters (*Magallana gigas*) lengde for hver av de syv lokalitetene, vår og høst. Lengste individ målt på hver båthavn er notert over hver boks. Lengden er kun målt for 1 til 3 individer per stasjon, og gir dermed et grovt estimat av størrelsesfordelingen av arten på lokalitetene.

3.6.3 Strømgarn (*Dasya baillouviana*)

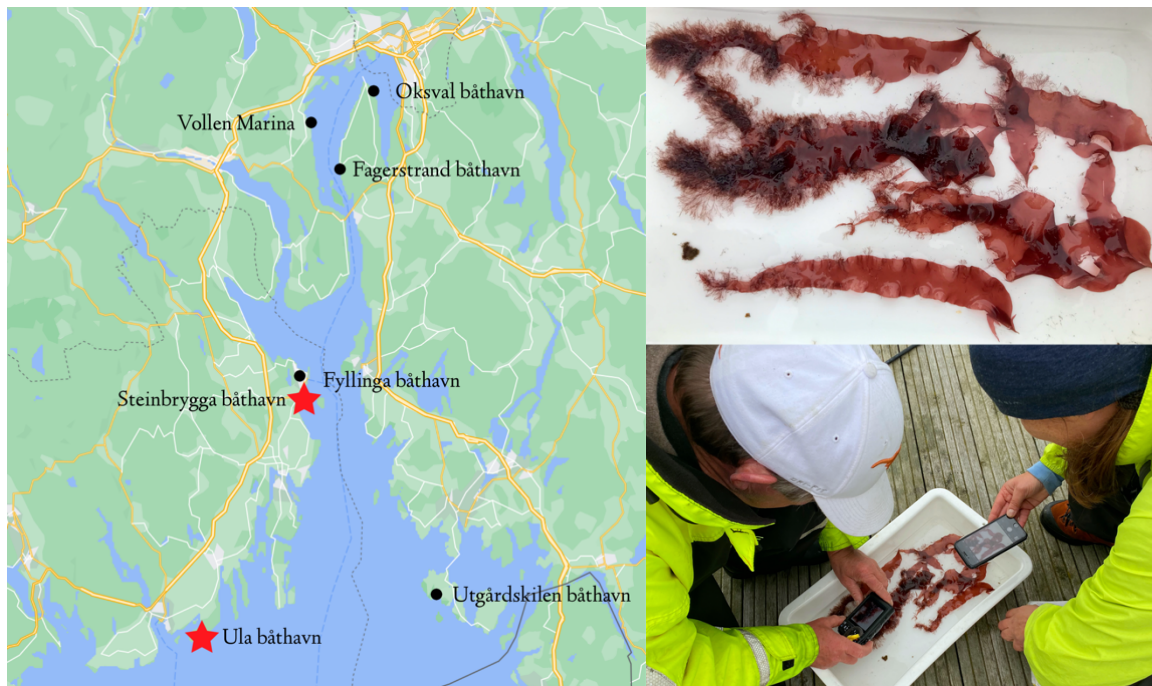
Dasya baillouviana ble funnet på tre av syv båthavner, på begge sider av fjorden (figur 27). Arte ble kun observert på høsten, og den ble funnet både i indre og ytre Oslofjord. På Fyllinga båthavn ble det funnet enkeltindivider på en av seks stasjoner, der det på Oksval båthavn og Utgårdskilen båthavn ble funnet enkeltindivider på to av seks stasjoner i båthavnene.



Figur 27: **Til venstre:** Kart over de syv lokalitetene i Oslofjorden. Markering med rød stjerne representerer funn av strømgarn (*Dasya baillouviana*), sort punkt representerer ingen funn. Kilde til bakgrunnskart: Kartdata ©2022 Google. **Til høyre:** *D. baillouviana*. Foto: Eli Rinde, NIVA.

3.6.4 Djeveltunge (*Grateloupia turuturu*)

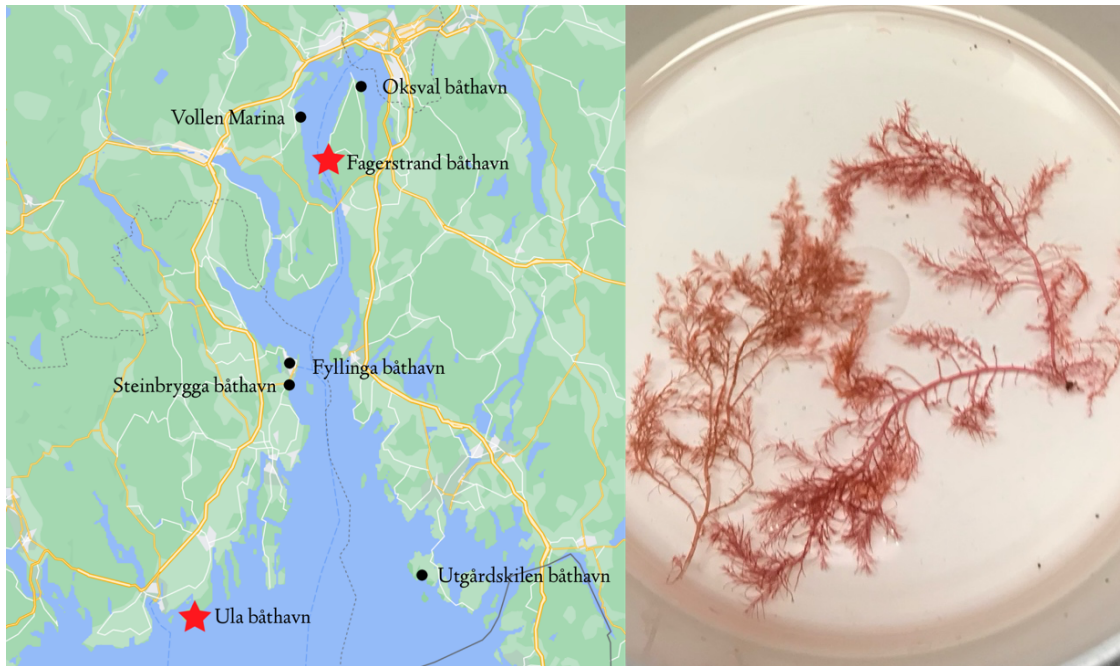
Det ble gjort funn av *Grateloupia turuturu* på to av syv lokaliteter, på vestsiden av ytre Oslofjord (figur 28). Arten ble observert på Ula båthavn på sommeren ved en visuell inspeksjon langs bryggene, og på høsten ved RAS-undersøkelser. Forekomsten var middels tett og spredt på to av seks stasjoner på Ula båthavn på høsten, der det på sommeren ble observert spredte individer på en av de seks stasjonene (dette var kun en visuell observasjon av stasjonen og ikke RAS-skrap). Det ble registrert for første gang et enkeltindivid av *G. turuturu* på Steinbrygga båthavn i Horten, på høsten i RAS-undersøkelsene. Det er ingen tidligere observasjoner av arten her fra tidligere. Til tross for at funnet på Steinbrygga båthavn kun var et enkeltindivid, kan det tyde på at arten er i ferd med å utvide leveområdene sine i Oslofjorden.



Figur 28: *Til venstre:* Kart over de syv lokalitetene i Oslofjorden. Markering med rød stjerne representerer funn av djeveltunge (*Grateloupia turuturu*), sort punkt representerer ingen funn. Kilde til bakgrunnskart: Kartdata ©2022 Google. *Til høyre oppe:* *G. turuturu* funnet på Ula båthavn. *Til høyre nede:* Funn av *G. turuturu* på Ula båthavn ved RAS-undersøkelser.

3.6.5 Japansk sjølyng (*Dasysiphonia japonica*)

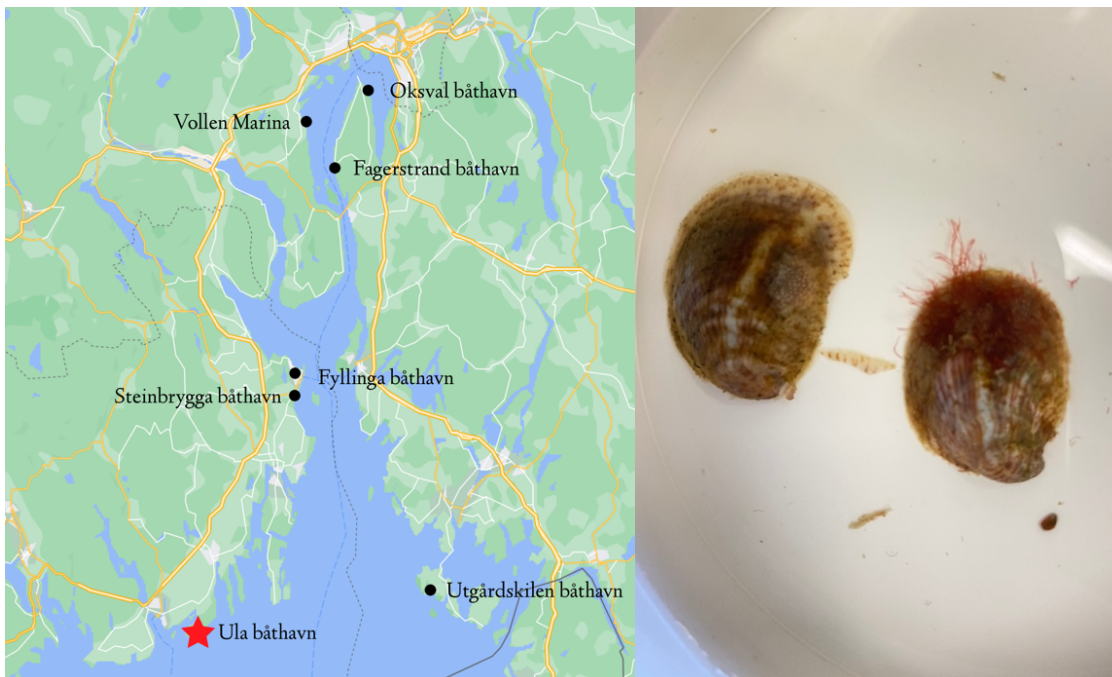
Dasysiphonia japonica ble funnet på to av syv lokaliteter, både i indre og ytre Oslofjord (figur 29). Begge observasjoner ble gjort på høsten, på Fagerstrand båthavn og Ula båthavn. Det ble observert enkeltindivider av arten på to av seks stasjoner for begge båthavner.



Figur 29: **Til venstre:** Kart over de syv lokalitetene i Oslofjorden. Markering med rød stjerne representerer funn av japansk sjølyng (*Dasydiphonia japonica*), sort punkt representerer ingen funn. Kilde til bakgrunnskart: Kartdata ©2022 Google. **Til høyre:** *D. japonica*. Foto: Trine Bekkby, NIVA.

3.6.6 Tøffelsnegl (*Crepidula fornicata*)

Det ble funnet totalt to individer av *Crepidula fornicata* på Ula båthavn på vestsiden av ytre Oslofjord (figur 30). Dette var den eneste lokaliteten med funn av denne arten. Begge observasjoner ble gjort på høsten, på to ulike stasjoner innad i båthavnen.



Figur 30: **Til venstre:** Kart over de syv lokalitetene i Oslofjorden. Markering med rød stjerne representerer funn av tøffelsnegl (*Crepidula fornicata*), sort punkt representerer ingen funn. Kilde til bakgrunnskart: Kartdata ©2022 Google. **Til høyre:** Individer av *C. fornicata* funnet på Ula båthavn.

3.7 Resultater av innsamlede støtteparametere

Tabell 8 viser en oversikt over innsamlede støtteparametere for de syv båthavnene i Oslofjorden.

Tabell 8: Oversikt over støtteparametere som ble samlet inn for de syv lokalitetene i Oslofjorden, over sesong. Inkludert er salinitet (psu), temperatur (°C), og minste og største dybde (meter) målt for stasjonene i båthavnene.

Lokalitet	Sesong	Salinitet (psu)	Temperatur (°C)	Dyp (m)
Vollen	Vår	25	4,8	5,3 – 22,1
	Sommer	20	18,5	
	Høst	20	12,1	
Fyllinga	Vår	24	4,6	0,8 – 3,1
	Sommer	20	18,5	
	Høst	27	13,9	
Steinbrygga	Vår	27	4,8	1,5 – 1,9
	Sommer	21	18,5	
	Høst	27	13,9	
Ula	Vår	31	6,3	2,0 – 8,0
	Sommer	25	20,0	
	Høst	25	13,4	
Utgårdskilen	Vår	30	8,1	0,4 – 1,9
	Sommer	20	20,0	
	Høst	25	12,0	
Fagerstrand	Vår	30	5,5	2,6 – 15,5
	Sommer	25	20,0	
	Høst	27	12,9	
Oksval	Vår	30	5,3	4,0 – 18,0
	Sommer	21	19,0	
	Høst	25	12,8	

4 Diskusjon

4.1 Variasjon over sesong i Oslofjorden

Variasjonen mellom samfunnene som lever på kunstig substrat i Oslofjorden kan i stor grad forklares av sesong. Det var tydelige forskjeller i samfunnene for RAS-undersøkelser mellom vår og høst, som viser at artssammensetningen og antall taksa man finner i båthavnene avhenger mye av sesongen. For de mer mobile samfunnene i faunafellene var det også sesong som forklarte mest av variasjonen i antall taksa, antall individer og biodiversitet. Det ble registrert lavest antall taksa på våren, der faunafellene hovedsakelig bestod av juvenile individer. Færre arter på våren skyldes nok lavere temperaturer i vannet og noe dårligere lysforhold, samt livssyklusen til en del arter. Forekomsten av larver er størst i vannmassene om våren, før de slår seg ned på tilgjengelig substrat mot slutten av våren eller ved begynnelsen av sommeren (Rinde et al., 2017). Også en del ettårige algearter etablerer seg først utover sommeren, når temperaturen og lysforholdene er bedre (Singh & Singh, 2015). Dette fører til at en del arter først dukker opp i løpet av sommeren, som var den sesongen med flest taksa og høyest biodiversitet for de mer mobile samfunnene i faunafellene. Grupper som strandreker og flerbørstemark ble hovedsakelig funnet i faunafellene på sommeren, sammen med store mengder juvenile blåskjell. Selv om amfipoder var den vanligste gruppen i faunafellene gjennom hver sesong, var antallet individer betraktelig høyere på sommeren for alle lokaliteter.

For RAS-undersøkelsene ble det funnet flest taksa på høsten, der Steinbrygga båthavn som et eksempel hadde en forskjell i antall taksa med 24 taksa på høsten mot 11 taksa på våren. Igjen henger nok variasjonen i antall taksa mellom vår og høst mye sammen med forskjeller i temperatur og vekstmulighetene for artene gjennom sommeren. I tillegg til store forskjeller i antall, var også tilstedeværelsen av ulike taksa forskjellig mellom de to sesongene.

Eksempelvis ble det funnet store mengder av algen grønneddott (*Spongomorpha*) på våren, der den var helt fraværende på høsten. Tilsvarende ble det funnet store mengder av rødalgen tynn rekeklo (*Ceramium tenuicorne*) på høsten for flere av lokalitetene, der arten var helt fraværende på våren. Tidligere undersøkelser har observert lignende forskjeller i tilstedeværelse av grønnalger og rødalger for samme sesonger, og det henger nok sammen med at artene har noe ulike krav til temperatur og lysforhold (Reitan, 2020). Dette gjør at enkelte rødalger først dukker opp når temperaturen i vannet stiger om sommeren.

For de fremmede artene som ble fanget opp i RAS-undersøkelsene, ble alle de seks artene funnet på høsten. Dette skyldes nok at flere av de fremmede artene trives best i varmere temperaturer, og vokser først frem i løpet av sommeren. Et eksempel er rødalgen strømgarn (*Dasya baillouviana*), som er en varmekjær art med optimal reproduksjon og vekst når temperaturen i vannet er mellom 15-28°C (Husa et al., 2018c). Arten overvintre sannsynligvis i en redusert form, før den dukker opp igjen på sommeren når temperaturen i vannet stiger. Dette er nok grunnen til at denne, og flere av de andre artene, kun ble observert på høsten. I faunafellene ble det funnet flest individer av japansk spøkelseskreps (*Caprella mutica*) på sommeren. Selv om arten har stor temperaturløse, skyldes nok den store mengden på sommeren at arten reproduserer først når temperaturen i vannet stiger over 13°C (Cook et al., 2007).

På våren var stillehavsøsters (*Magallana gigas*) den eneste fremmede arten som ble funnet i RAS-undersøkelsene, og er en flerårig art med stor toleranse for lave vintertemperaturer (Strand et al., 2012). Til tross for at stillehavsøsters klarer seg gjennom sesongene i Oslofjorden, viser størrelsesdataene til arten at individene på høsten var noe større enn for våren. Denne forskjellen kan ha en sammenheng med bedre vekstmuligheter på sommeren. Med andre ord ser sesong også ut til å kunne ha en effekt på når man finner flest fremmede arter i Oslofjorden. Dermed kan undersøkelser etter fremmede arter på kunstig substrat være mest lønnsomt på sommeren eller på høsten, når flest arter virker å være tilstede.

4.2 Forskjeller i samfunn mellom lokalitetene i Oslofjorden

En viktig faktor som forklarer variasjonen mellom samfunnene, i likhet med sesong, er lokalitet. Ved å se på ordinasjonsanalysen ser det ut til at samfunnene i båthavnene er mer like på våren, enn de er på høsten. Det kan skyldes at variasjonene i artssammensetningen ikke var like stor mellom båthavnene på våren, der de vanligste gruppene var blåskjell og noen få algearter, slik som sli (*Ectocarpaceae*) og røddokke (*Polysiphonia stricta*). Variasjonen i artssammensetning var nok mindre på våren fordi det generelt var færre arter tilstede i båthavnene, grunnet de klimatiske forskjellene mellom sesongene. På høsten derimot dukket det flere arter opp, der også artssammensetningen mellom båthavnene ble mer forskjellig. Flere arter på høsten kan gjøre at mer generelle forskjeller mellom båthavnene kommer tydeligere frem. Selv om variasjonene mellom lokalitetene var noe større på høsten, kan et mønster der båthavnene i indre og ytre Oslofjord skiller seg noe fra hverandre ses i

ordinasjonsanalysen. Det ser derfor ut til at båthavnene i indre og ytre Oslofjord har noe ulik artssammensetning. Siden ytre Oslofjord er et mer åpent fjordsystem, der områdene ligger mer utsatt til for bølgeeksponering og vannstrømmer, anses miljøforholdene her som gode (Miljødirektoratet, 2019). Indre Oslofjord derimot kategoriseres som et område med beskyttet bølgeeksponering, og det smale skillet mellom indre og ytre Oslofjord ved Drøbaksundet gjør de indre områdene mer sårbare for forurensinger (Rinde et al., 2009; Thaulow & Faafeng, 2014). Selv om det har blitt en bedring i vannkvaliteten i indre Oslofjord de siste tiårene, er det fortsatt flere påvirkningsfaktorer, slik som utslipp fra renseanlegg og elveutløp, som tidvis gir dårlige forhold (Miljødirektoratet, 2019; Thaulow & Faafeng, 2014). Vannkvaliteten i ytre Oslofjord påvirkes også av ferskvannsavrenninger og forurensning fra jordbruk, men har likevel god vannkontakt med ytre havområder som gir en bedre økologisk tilstand, med generelt god vannkvalitet i fjæresonen (Walday et al., 2019; Miljødirektoratet, 2019). Dette gjør at man gjerne kan forvente noe høyere artsrikhet i de ytre områdene av Oslofjorden, sammenlignet med de indre områdene som er mer påvirket av dårligere vannkvalitet (Miljødirektoratet, 2019). Likevel ble den laveste biodiversiteten og antallet taksa observert på Utgårdskilen båthavn og Fyllinga båthavn i ytre Oslofjord. Selv om båthavnene er plassert i den ytre delen av fjorden, ligger de begge svært beskyttet til fra landområdene rundt. Utgårdskilen båthavn ligger plassert lengst inn i en smal bukt, godt skjernet fra de åpne vannmassene i Skagerrak. Bølgeeksponeringen inn i bukten er svært lav (basert på bølgeeksponeringsmodellen for området, Bekkby et al., 2009), med mudrete bunnforhold som følger av lite bevegelse i vannet. Slike forhold kan være noe av forklaringen til hvorfor det ble funnet færre taksa her. Lite bevegelse i vannet kan bety mindre transport av larver inn til båthavnområdet, og mindre næring som sirkulerer i vannet for fastsittende dyr. Det samme gjelder for Fyllinga båthavn, som i likhet med Utgårdskilen båthavn ligger beskyttet til fra landområdene rundt. Også her var bølgeeksponeringen lav inn i båthavnområdet, med lite vannbevegelse som gjorde bunnforholdene mudrete. Det kan derfor se ut til at den lave eksponeringen har betydning for antallet taksa som ble funnet på disse to lokalitetene. Selv om ytre Oslofjord regnes å ha gode miljøforhold, er det også et fjordsystem som er utsatt for en del ferskvannsavrenninger, der spesielt Glomma og Drammenselva kan gi et brakkvannslag i deler av ytre Oslofjord (Norling & Jelmert, 2010). Med tanke på toleransegrenser hos enkelte arter, samt at avrenning fra land kan bringe med seg større mengder næringsstoffer over kort tid, kan dette påvirke hvilke samfunn som lever i brakkvannspåvirkede områder (Walday et al., 2019). Lav salinitet kan gi noe redusert artsrikhet, og tidligere undersøkelser fra eksempelvis Hvalerområdet, som har et

brakkvannslag i det øvre vannlaget deler av året, viser at området var artsfattig (Norling & Jelmert, 2010; Husa et al., 2013). Med tanke på beliggenheten til Fyllinga båthavn og Utgårdskilen båthavn i Oslofjorden kan derfor slike variasjoner i salinitet potensielt spille inn på artsrikheten. Analyser av de mobile samfunnene (fanget opp i faunafellene), viser for eksempel at Fyllinga båthavn og Utgårdskilen båthavn har lavest biodiversitet av de syv båthavnene. Det ble omtrent utelukkende gjort funn av amfipoder i faunafellene, som var en svært dominerende art på disse to båthavnene. Selv om antallet individer var høyest i Utgårdskilen båthavn om sommeren, skyldes dette likevel mengden av amfipoder. For de mer fastsittende samfunnene på brygge-elementene, var kun noen få algarter og blåskjell de vanligste gruppene. Om funn av få taksa kan knyttes til salinitet er likevel noe usikkert, da salinitetsmålingene gjort i dette masterstudiet ikke ser ut til å kunne forklare mye av observasjonene som ble gjort. Likevel må det presiseres at dette kun var enkeltmålinger, slik at større trender som kunne forklart variasjonene bedre, kan ha blitt oversett. På Steinbrygga båthavn ble det også funnet få taksa, selv om antallet var noe høyere for de mobile samfunnene i faunafellene sammenlignet med de fastsittende samfunnene på brygge-elementene. Steinbrygga båthavn ligger plassert relativt åpent til i ytre Oslofjord, der bølgeeksponeringen er høy. Likevel blir båthavnen godt beskyttet av en molo som omkranser hele havneområdet, og som hindrer bølger inn til selve båthavnen. De beskyttede forholdene moloen gir kan derfor være noe av grunnen til at det ble funnet færre taksa her, hovedsakelig bestående av alger. De vanligste gruppene på Steinbrygga båthavn for samfunnene på brygge-elementene var spesielt sli (*Ectocarpaceae*) og tynn rekeklo (*Ceramium tenuicorne*). Tross få taksa på brygge-elementene, ble det gjort funn av flere taksa av de mobile samfunnene i faunafellene. Det kan tenkes at den høye eksponeringen i området rundt båthavnen kan gi bedre tilgang på dyr som kommer inn i båthavnområdet, selv om båthavnen ellers blir skjermet fra den åpne sjøen av moloen.

Til sammenligning med de tre båthavnene i ytre Oslofjord (Utgårdskilen båthavn, Fyllinga båthavn og Steinbrygga båthavn), ble det funnet langt flere taksa og høyere biodiversitet på båthavnene plassert i indre Oslofjord (Vollen marina, Fagerstrand båthavn og Oksval båthavn), som kan se ut til å være mer bølgeeksponerte båthavner. Selv om disse tre båthavnene i indre Oslofjord ligger lengre inn i fjorden, så ligger de mer åpent til i fjorden, uten store hindringer for bølger. Fagerstrand båthavn blir noe beskyttet av en molo, men det er bygd inn åpninger igjennom moloen, som gjør at vannet fra fjorden utenfor kan strømme inn gjennom åpningene. De mer eksponerte forholdene kan gi bedre levevilkår for en del

fastsittende organismer som trenger næringstilførsel via bevegelser i vannet. Det kan også gjøre at larver i vannmassene om våren lettere har tilgang på det kunstige substratet i båthavnene. Variasjonene i bølgeeksponeringen mellom båthavnene ser derfor ut til å gi noe ulike samfunn mellom indre og ytre Oslofjord. De vanligste gruppene ved de tre nevnte båthavnene i ytre Oslofjord (Utgårdskilen båthavn, Fyllinga båthavn og Steinbrygga båthavn) var typisk rødalger, der spesielt tynn rekeklo (*Ceramium tenuicorne*) hadde stor forekomst. Til sammenligning var det mindre vanlig med rødalger på de tre båthavnene i indre Oslofjord, der de vanligste gruppene i stedet var sjøanemoner (Actiniaria) og sekkdyr (Ascidacea). Denne variasjonen kan komme av at man gjerne finner alger på mer beskyttede områder, og samfunn av dyr på mer eksponerte områder i fjæresonen. Blåskjell var også en vanlig art ved alle lokalitetene, men dekningsgraden var ofte større for båthavnene i indre Oslofjord. Med andre ord ser det ut til at samfunnene mellom de mer eksponerte båthavnene i indre Oslofjord skiller seg fra de mer beskyttede båthavnene i ytre Oslofjord. Ved tidligere observasjoner av variasjoner i bølgeeksponering i fjæresonen på lokaliteter i ytre Oslofjord, ble det funnet at det var en sammenheng mellom grad av eksponering og forskjeller i fjæresamfunn (Walday et al., 2019). Selv om biodiversiteten i mindre grad varierte, var det store forskjeller i hvilke arter som var tilstede på de eksponerte og beskyttede lokalitetene. Graden av eksponering ser derfor ut til å være viktig for artene som lever i de ulike båthavnene. Siden undersøkelsene også ble utført i båthavner, som gjerne er mer preget av forurensing fra båttrafikk og menneskelig aktivitet, kan det også tenkes at mer bevegelser i vannet som følger av eksponering, kan gi noe bedre levevilkår enn det mer stillestående vannet på de beskyttede lokalitetene. Dette kan i så også fall være noe av grunnen til at det ble funnet færre taksa på de mer beskyttede båthavnene i ytre Oslofjord.

En annen lokalitet som skilte seg mye ut fra Fyllinga båthavn og Utgårdskilen båthavn i antall taksa og biodiversitet, var Ula båthavn, som ligger på vestsiden av ytre Oslofjord. Sammen med båthavnene i indre Oslofjord, var Ula båthavn den lokaliteten med flest taksa, og viste dermed en mer forventet artsrikhet med tanke på beliggenheten i ytre Oslofjord. Selv om Ula båthavn i likhet med Utgårdskilen båthavn ligger plassert i enden av en smal bukt, ligger Ula båthavn mer åpent til i ytre Oslofjord. Bølgeeksponeringsmodellen viser at eksponeringen var høy helt inn til de innerste områdene av bukten, og Ula båthavn skiller seg dermed ut fra de andre båthavnene som ble undersøkt i ytre Oslofjord. Retningen og bevegelsene av vannstrømmene i ytre Oslofjord og Skagerrak, gjør også at Ula båthavn ligger i et mer utsatt område for eksponering og transport av larver (Walday et al., 2019; Anglès d'Auriac et al.,

2017). Dette i kombinasjon med gode miljøforhold i området (Husa et al., 2013), kan være grunnen til at antallet taksa som ble funnet her var høyere. Selv om forholdene i ytre Oslofjord generelt sies å være gode, er det likevel noe variasjoner mellom østsiden og vestsiden av fjorden. En interessant observasjon knyttet til denne forskjellen, var variasjonen mellom Ula båthavn på vestsiden og Utgårdskilen båthavn på østsiden av ytre Oslofjord om sommeren. Begge båthavner ligger ytterst plassert (av de utvalgte båthavnene i dette masterstudiet) på hver sin side av fjorden, der saliniteten varierte fra 25 psu på Ula båthavn til 20 psu på Utgårdskilen båthavn på sommeren. Denne forskjellen henger nok sammen med at Utgårdskilen båthavn ligger like i nærheten av utløpet til Glomma, som gir Hvalerområdet et brakkvannslag i vannoverflaten deler av året (Norling & Jelmert, 2010). Selv om det igjen må presiseres at dette kun var enkeltmålinger, og dermed kun viser et øyeblikksbilde, har tidligere undersøkelser fanget opp at det er store variasjoner mellom disse to båthavnene i salinitet (Rinde et al., 2017). Siden salinitet kan påvirke artsrikhet, der høyere salinitet gjerne gir høyere artsrikhet (Bokn, 1984), er det interessant å se at Ula båthavn viste den høyeste biodiversitet på sommeren mot Utgårdskilen båthavn som viste den laveste biodiversiteten. Selv om det ble funnet flest taksa på Ula båthavn, sammenlignet med de andre båthavnene i ytre Oslofjord, var ikke artssammensetningen mellom båthavnene i ytre Oslofjord likevel så forskjellig. Det som skiller seg ut er at Ula båthavn ikke hadde noen spesielt dominerende grupper i de mer fastsittende samfunnene på brygge-elementene, med mer variasjon i hvilke taksa som ble funnet, selv om blåskjell var noe mer vanlig.

Av andre parametere som kan påvirke forskjeller mellom lokalitetene, viste temperaturen som ble målt kun små variasjoner mellom de ulike båthavnene. Det ser derfor ikke ut til at temperatur spiller en stor rolle for variasjonen mellom båthavnene. Likevel må det presiseres at temperaturmålingene kun representerer et øyeblikksbilde, og gir lite informasjon om generelle trender av temperaturer i Oslofjorden. Slike trender har tidligere blitt registrert for Ula båthavn, Utgårdskilen båthavn og Oksval båthavn, som viste at Ula båthavn hadde den høyeste temperaturen i vannet om vinteren, der det på sommeren gikk over til å bli høyest temperaturer på Oksval båthavn (Rinde et al., 2017). Slike temperaturvariasjoner mellom lokalitetene kan påvirke samfunnene, da toleransen for lave og høye temperaturer kan variere mellom arter. Derfor kan det ikke utelukkes at temperatur kan bidra til noe av variasjonen, ved at for eksempel flere arter overlever vinteren på Ula som følger av høyere vintertemperaturer.

Andre variasjoner mellom de ulike lokalitetene var størrelsen og dybden i båthavnene. Det ble målt dybde for hver stasjon, men siden undersøkelsene kun ble utført i det øvre vannlaget, ble ikke dyp inkludert i analysene. Likevel er det interessant å nevne at det var store variasjoner i dyp mellom båthavnene i indre og ytre Oslofjord. Båthavnene i indre Oslofjord var generelt større enn båthavnene i ytre Oslofjord, der også dybden var dypere i båthavnene i indre enn i ytre del av fjorden. Spesielt Utgårdskilen båthavn var grunn, med en dybde som varierte fra 0,4 meter på innerste brygge til 1,9 meter på ytterste brygge. Til sammenligning ble det målt en dybde fra 5,3 meter til 22,0 meter for Vollen marina. Hvor dypt det er i båthavnen kan påvirke sirkulasjonen, som igjen kan ha en sammenheng med samfunnene som lever i båthavnene. Dybden kan også påvirke temperatur, da det gjerne blir varmere i grunne områder enn i dype. Dette kan potensielt være med på å forklare noe av variasjonen som ble observert mellom de ulike båthavnene. Det ville vært interessant å inkludere et mål på sirkulasjonen i vannet, for å fange opp hvordan sirkulasjon kan ha en effekt på samfunnene. I dette masterstudiet kan det kun lede til spekulasjoner hvorvidt det påvirket variasjonen eller ikke.

Med tanke på variasjonene i miljøforhold mellom indre og ytre Oslofjord, viser ikke de utvalgte båthavnene i dette masterstudiet det mønsteret som kanskje var forventet. Siden miljøforholdene anses som bedre i ytre Oslofjord enn i indre, ville det vært naturlig å forvente noe høyere artsrikhet i de ytre områdene av fjorden. Likevel viser dette masterstudiet at indre Oslofjord, med unntak av Ula båthavn, har flere taksa og høyere biodiversitet enn ytre. Det kan derfor se ut til at plasseringen båthavnene har i landskapet, med tanke på hvor beskyttet eller bølgeeksponert de ligger, kan ha stor betydning for artene som lever i båthavnene. Av de utvalgte lokalitetene var Ula båthavn på vestsiden, og Utgårdskilen båthavn på østsiden av fjorden, de to båthavnene som viste en mer forventet artsrikhet basert på tidligere undersøkelser av disse områdene i Oslofjorden (Husa et al., 2013). Det begrensede antallet lokaliteter gjør det vanskelig å trekke en klar konklusjon, da de utvalgte båthavnene ikke nødvendigvis fanger opp variasjonene mellom indre og ytre Oslofjord like godt. Dersom det hadde blitt samlet inn data fra flere båthavner, kunne det observerte mønsteret mellom indre og ytre Oslofjord endret seg, og vist en mer forventet trend. Metodene som er benyttet i dette masterstudiet gir også et begrenset søk i båthavnene, og ved å inkludere flere metoder kunne flere lokale og fremmede arter blitt fanget opp. Likevel fremstår eksponeringen i båthavnene som viktig for samfunnene som lever i båthavner i Oslofjorden.

For observasjoner av fremmede arter mellom lokaliteter i Oslofjorden, viser tidligere undersøkelser i Oslofjorden at forekomsten av fremmede arter var størst på vestsiden av fjorden (Rinde et al., 2017; Husa et al., 2013). Dette stemte også for observasjonene gjort i dette masterstudiet. Størst forekomst av fremmede arter på vestsiden av fjorden skyldes hovedsakelig funnene gjort på Ula båthavn, som skiller seg ut fra de andre båthavnene med funn av totalt fem fremmede arter. Flest fremmede arter ved Ula båthavn kan ha en sammenheng med at båthavnen ligger plassert i et slags «hot-spot» med tanke på havstrømmer i Oslofjorden (Rinde et al., 2016a; Anglès d'Auriac et al., 2017). Dette gjør at nye arter som kommer til Norge via havstrømmene sannsynligvis ender opp i området rundt Ula båthavn i større grad enn andre deler av Oslofjorden (Rinde et al., 2016a; Anglès d'Auriac et al., 2017). I tillegg er Ula båthavn et populært feriested om sommeren, der småbåttrafikk kan være med å påvirke spredningen av fremmede arter mellom lokaliteter (ved påvekst på skrog og tauverk), som gjør at Ula båthavn virker å være en utsatt lokalitet i ytre Oslofjord for etablering av fremmede arter. For variasjonen mellom indre og ytre Oslofjord, sett bort ifra Ula båthavn, var fordelingen av antall fremmede arter lik. For lokalitetene i ytre Oslofjord (samlet uten Ula båthavn) ble det funnet totalt fire forskjellige fremmede arter, som er det samme antallet som ble funnet for lokalitetene samlet i indre Oslofjord. Dermed utgjøres forskjellen i mengden fremmede arter mellom indre og ytre Oslofjord i all hovedsak av den store forekomsten av fremmede arter på Ula båthavn. Med andre ord er det ikke mulig å konkludere at forskjellene i antall fremmede arter mellom indre og ytre fjord følger det samme mønsteret som man finner for antallet taksa for de stedeagne samfunnene. Likevel kan det se ut til at japansk spøkelseskreps (*Caprella mutica*) hovedsakelig dukket opp på båthavnene i indre Oslofjord, samt Ula båthavn, som igjen var de mest eksponerte lokalitetene. Dette er en art som fester seg til substrat for å fange partikler i vannet for næringsinntak (Cook et al., 2007), og kan derfor se ut til å trives noe bedre på båthavnene med mer bevegelse i vannet. Det ble også gjort funn av *C. mutica* på Fyllinga båthavn, selv om dette var kun snakk om to individer.

Størrelsesfordelingen av stillehavsøsters (*Magallana gigas*) ser ut til å variere noe mellom lokalitetene, der spesielt Fagerstrand båthavn og Steinbrygga båthavn skiller seg ut med de største individene på førstnevnte, og minste individene på sistnevnte (sett bort ifra enkeltmålinger). Likevel gir dette lite informasjon om hvorvidt arten trives på lokaliteten eller ikke, da det kun ble målt størrelse på 1-3 individer per stasjon, og undersøkelsene sier ingenting om mengden som ble funnet. Selv om miljøforhold kan påvirke størrelsen, kan også

hendelser slik som isskuring og rydding av båthavnene, der stillehavsøsters blir fjernet, kunne påvirke mengden. Eksempelvis kan en båthavn som har rekruttering av skjell, men som har aktiv fjerning av stillehavsøsters, bidra til en konklusjon om mindre skjell. En båthavn uten rydding og fjerning av skjell, men som de siste årene ikke har hatt rekruttering, vil derimot kunne bidra til konklusjon om store skjell.

4.3 Har plassering i båthavnene noe å si for samfunnene som lever der?

For å undersøke om ulik plassering i båthavnene påvirker hvilke samfunn som etablerer seg, ble det inkludert en indre-ytre gradient i analysene. I en båthavn vil gjerne de ytterste bryggene være mer bølgeeksponerte, og derfor kunne huse en annen artssammensetning enn de innerste bryggene som er mer beskyttet. En indre-ytre gradient ble bestemt ved hjelp av kart og bølgeeksponeringsmodellen for området (Bekkby et al., 2009), og en vurdering av båthavnene ute i felt. Bølgeeksponeringsmodellen er et flott verktøy til vurdering av bevegelsene i vannet rundt båthavnene, men tar ikke hensyn til menneskeskapte konstruksjoner, slik som en molo. Dermed ble modellen kun brukt som et hjelpemiddel når den avstanden fra indre del skulle beregnes for hver stasjon.

Plasseringen i båthavnene, fra innerste til ytterste brygge, forklarer lite av variasjonen mellom samfunnene. Det betyr at plassering i båthavnen ikke har stor betydning for hvilke samfunn eller antallet taksa man finner. Dette var noe uventet, da de ytre bryggene gjerne er mer utsatt for bølgepåvirkning, som igjen kan påvirke hvilke arter som trives i de mer eksponerte forholdene (Nishihara & Terada, 2010). Tross dette ser ikke gradienten ut til å ha betydning for samfunnene som ble fanget opp i dette studiet. Det kan tenkes at variasjonene i bølgeeksponeringen ikke var så forskjellig mellom indre og ytre brygge innenfor båthavnene som ble undersøkt. Likevel kan det se ut til at det var noe mer variasjoner mellom indre og ytre i båthavnene for antallet taksa av fastsittende dyr og alger som lever på bryggeelementene. Variasjonen i antallet taksa som ble fanget opp i RAS-undersøkelser kan derfor se ut til å bli noe forklart av en indre-ytre gradient, selv om det er langt mindre forklarende enn sesong og lokalitet. For artssammensetning, biodiversitet og antall individer blir likevel lite av variasjonen forklart av en slik indre-ytre gradient. Det må nevnes at selv om metodene i dette masterstudiet ikke fanget opp variasjon mellom indre og ytre brygge, kan det likevel være at en slik gradient er tilstede i flere av båthavnene. Undersøkelsene ble kun utført i det øvre vannlaget av båthavnene, med forenklet metodikk, som derfor ikke fanger opp

variasjoner lengre ned i vannsøylen. Dersom flere metoder hadde blitt inkludert til å undersøke båthavnene, eksempelvis dykking, skrap av bunnen eller undersøkelser med undervannskamera, hadde flere arter blitt observert og eventuelle variasjoner innen båthavnen blitt bedre fanget opp. Det kan derfor ikke utelukkes at en indre-ytre gradient er tilstede i båthavnene, selv om det ikke ble observert en slik trend i dette masterstudiet.

4.4 Betydningen av mengden lokale arter på mengden fremmede arter

Det har tidligere blitt funnet at forekomsten av fremmede arter i Oslofjorden er høyest der artsrikheten er stor (Husa et al., 2013). Ved å se på sammenhengen mellom antall taksa for faunafeller og RAS-undersøkelser samlet, mot antallet observerte fremmede arter, viser det en positiv korrelasjon. Denne korrelasjonen indikerer at det kan være mer sannsynlig å finne flere fremmede arter på båthavner i Oslofjorden der artsrikheten er stor, slik Husa et al. (2013) fant i sitt studium. Eksempelvis var lokaliteten som hadde flest taksa totalt, Ula båthavn, også den lokaliteten med flest funn av fremmede arter. Sammenhengen mellom artsrikhet og antall fremmede arter henger nok mye sammen med gode miljøforhold, som gir gunstige levevilkår for artene. Selv om høyere biodiversitet gjerne gir mer motstandsdyktige samfunn, som igjen kan påvirke etableringssuksessen til fremmede arter, antyder resultatene i dette studiet at flere arter generelt gir også flere fremmede arter. En forklaring på at antallet fremmede arter stiger med antallet lokale taksa kan være at undersøkelsene er gjort på kunstig substrat i båthavner, som generelt utgjør svært gode habitater for fremmede arter (Pinochet et al., 2020).

Utbygging av båthavner fører ofte til tap av naturlige habitater for de lokale artene, der det nye kunstige habitatet i stedet er fordelaktig for fremmede arter (Pinochet et al., 2020). Det er derfor vanligere å finne fremmede arter i menneskeskapte habitater, slik som båthavner, enn i det naturlige substratet rundt havnen (Arenas et al., 2006; Glasby & Connell, 2001). Dette kommer av at kunstig substrat i mindre grad koloniseres av lokale arter sammenlignet med naturlige habitater, og når lokale arter ikke tar opp plassen, gir dette bedre muligheter for de fremmede artene (Sanabria-Fernandez et al., 2020). I en studie gjort i USA ble det funnet at mer enn 200 av 232 fremmede arter kan knyttes til kunstig substrat i båthavner (Ruiz et al., 2009). Igjen henger dette sammen med at båthavner gjerne er det første området en introdusert art ankommer, og med gode etableringsmuligheter på det kunstige substratet. Dersom naturlige habitater også hadde blitt undersøkt, kunne sammenhengen mellom lokal artsrikhet og antall fremmede arter muligens vist et annet mønster enn det som ble funnet i dette studiet. Da kunne fordelingen av høy lokal artsrikhet, og måten dette kan forebygges

etablering av fremmede arter, kommet bedre frem, siden høy artsrikhet gjerne gir mindre ledig plass og mer konkurranse. Med andre ord har sannsynligvis miljøforhold mest å si for antallet lokale og fremmede arter som ble funnet i dette masterstudiet, siden etableringen av fremmede arter ofte er knyttet til kunstig substrat i båthavner. Det må også nevnes at sammenhengen mellom fremmede arter og artsrikhet i dette studiet ikke er statistisk signifikant. Likevel er p-verdier under 0,1 interessante, og kan gi indikasjoner på mer generelle mønstre. Dersom flere båthavner hadde blitt undersøkt, slik det ble gjort da Husa et al. (2013) kartla Oslofjorden, kunne den observerte trenden vært enda tydeligere.

4.5 Har det skjedd endringer i forekomsten av fremmede arter siden 2016?

Siden tilsvarende metoder er benyttet i undersøkelser etter fremmede arter, gjør dette det mulig å sammenligne om det har skjedd endringer i forekomsten av fremmede arter siden Rinde et al. (2017) kartla Oslofjorden i 2015 og 2016. Her må det presiseres at Rinde et al. (2017) besøkte totalt 17 båthavner i sin studie, der kun syv av disse er valgt ut til dette masterstudiet. Det betyr at det faktiske sammenligningsgrunnlaget kun gjelder for de syv utvalgte lokalitetene, og kan derfor ikke gi et fullstendig bilde på fremmede arters utvikling i Oslofjorden. Likevel er det interessant å sammenligne resultater fra tidligere undersøkelser i Oslofjorden der tilsvarende metodikk er tatt i bruk, da det kan si noe om hvilken retning utviklingen av fremmede arter beveger seg i. Ved å sammenligne resultatene i dette studiet med Rinde et al. (2017) sine observasjoner fem år tidligere, ble det funnet syv fremmede arter i 2016 sammenlignet med seks fremmede arter i 2021. Til tross for dette har det vært en økning i antall fremmede marine arter på fem av syv lokaliteter i Oslofjorden (se tabell 9 for oversikt over fremmede arter funnet i 2016 og 2021). Denne økningen skyldes for det meste funn av japansk spøkelseskreps (*Caprella mutica*), som i 2016 kun ble funnet på to lokaliteter (Vollen marina og Oksval båthavn), men som i 2021 ble funnet på fem av syv lokaliteter. Dette er en art som er kjent for å trives best i menneskeskapte habitater, slik som typisk tau i båthavner (Willis et al., 2004). Rinde et al. (2017) hang ut begroingsplater festet med sisaltau i båthavnene, der sisaltauet fungerte som substrat for kolonisering av organismer (Rinde et al., 2017). Selv om metodikken tilsvarer taufellene som ble benyttet i dette studiet, kan de ulike måtene å bruke sisaltauet på, gi noe ulike resultater.

På Ula båthavn ble det i dette studiet funnet fem fremmede arter, mot tre fremmede arter av Rinde et al. (2017) i 2016. De tre artene som ble observert i 2016 ble også observert i 2021, i

tillegg til ytterligere to fremmede arter (*Grateloupia turuturu* og *Caprella mutica*). Selv om det kan virke som at antall fremmede arter ved denne lokaliteten har økt siden sist besøk, ble det i 2012 registrert hele seks fremmede arter på Ula båthavn (Husa et al., 2013). Likevel er det én observasjon som skiller seg ut fra tidligere undersøkelser på Ula båthavn, og det er funn av den fremmede arten djeveltunge (*Grateloupia turuturu*). Det var ingen observasjoner av *G. turuturu* i Oslofjorden i 2012 eller i 2016 (Husa et al., 2013; Rinde et al., 2017), og arten ble for første gang observert på Ula båthavn i 2018 (Husa et al., 2022). Dette har tidligere vært det eneste kjente stedet i Oslofjorden der denne arten har vært observert, men i dette masterstudiet ble det for første gang observert et enkeltindivid av *G. turuturu* på Steinbrygga båthavn i Horten. Det kan bety at arten er i ferd med å spre seg innover i Oslofjorden. Selv om *G. turuturu* er en art som veldig nylig ble observert i Oslofjorden, viser den store mengden som ble funnet på Ula båthavn at arten har rukket å etablere en relativt stor populasjon her. Dette er en fremmed art som er regnet for å ha høyt invasjonspotensiale, da *G. turuturu* har rask vekst og god evne til å spre seg raskt til nye områder (Husa et al., 2018b). Det nye funnet av arten på Steinbrygga båthavn var kun et enkeltindivid, og det var ingen tegn til at arten har etablert en levedyktig populasjon på Steinbrygga båthavn helt enda. Likevel indikerer dette en utvikling i forekomsten til arten i Oslofjorden, og øker sannsynligheten for at *G. turuturu* kan dukke opp nye steder de kommende årene.

På Utgårdskilen båthavn ble det kun funnet en fremmed art ved RAS-kartlegging i 2016, der det i 2021 ble observert to fremmede arter. En annen lokalitet der antallet fremmede arter har hatt en liten økning er Fyllinga båthavn, hvor det ble observert to fremmede arter i 2016, som har økt til tre fremmede arter i 2021. Her var det ingen funn av fremmede arter da Husa et al. (2013) kartla Oslofjorden i 2012. For Vollen marina og Fagerstrand båthavn ble det også funnet ytterligere en fremmed art per båthavn i 2021 sammenlignet med observasjonene gjort av Rinde et al. (2017) i 2016. Selv om det ble observert flere fremmede arter på fem av lokalitetene, ble det også funnet en art mindre på Oksval båthavn i 2021 sammenlignet med observasjonene i 2016. For den siste lokaliteten, Steinbrygga båthavn, var antallet observerte fremmede arter likt. Selv om observasjonene viser forskjeller i antall fremmede arter for de fleste lokalitetene, må det nevnes at denne variasjonen kan skyldes noe tilfeldigheter, og viser ikke nødvendigvis en reell økning i antall fremmede arter. Slik observasjonene på Ula båthavn viser, der det har vært observert både nedgang og økning i antall fremmede arter siden 2012, kan observasjoner variere. Faktorer som rydding av båthavnene, nybygde brygger eller bytting av gamle til nye brygge-elementer, og tilfeldige miljøvariasjoner, kan spille inn.

Likevel viser observasjonene gjort i dette studiet en tendens til økende antall av fremmede arter ved flere av lokalitetene.

Tabell 9: Oversikt over observerte fremmede arter i 2015/2016 (NIVA) og 2021 (UiO) for de syv lokalitetene i Oslofjorden ved bruk av tilsvarende metodikk. Artskodene er: *Caprella mutica* (Cm), *Magallana gigas* (Mg), *Sargassum muticum* (Sm), *Dasya baillouviana* (Db), *Grateloupia turuturu* (Gt), *Dasysiphonia japonica* (Dj) og *Crepidula fornicata* (Cf).

Lokalitet	NIVA 2015/2016	UiO 2021
Vollen	1 (Cm)	2 (Cm, Mg)
Steinbrygga	2 (Mg, Sm)	2 (Mg, Gt)
Fyllinga	2 (Mg, Sm)	3 (Mg, Cm, Db)
Ula	3 (Mg, Dj, Cf)	5 (Mg, Dj, Cf, Cm, Gt)
Fagerstrand	2 (Mg, Sm)	3 (Mg, Cm, Dj)
Oksval	4 (Mg, Db, Cm, Sm)	3 (Mg, Db, Cm)
Utgårdskilen	1 (Mg)	2 (Mg, Db)

Selv om økningen i antallet fremmede arter ikke er stor per båthavn, er likevel variasjonene i hvilke arter som er observert større. Det er tydelig at stillehavsøsters (*Magallana gigas*) fremdeles har en svært stor utbredelse i hele Oslofjorden, og var den eneste arten som ble funnet på alle lokaliteter i dette masterstudiet, vår og høst. Sammen med stillehavsøsters var *C. mutica* den arten som hadde høyest forekomst i dette masterstudiet, selv om arten ble funnet noe mer sporadisk. Ulike innsamlingsmetoder kan ha påvirket til flere observasjoner av *C. mutica*, likevel viser arten en tendens til større forekomst. Rinde et al. (2017) observerte den fremmede arten japansk drivtang (*Sargassum muticum*) på fem av syv båthavner i 2015 og 2016 med RAS-kartlegging, som sammen med stillehavsøsters var den arten med høyest forekomst i Oslofjorden på det tidspunktet. Denne arten ble ikke fanget opp på noen av lokalitetene i 2021. Det er vanskelig å si hva denne variasjonen kan skyldes, da metodikk og sesong for innsamling var tilsvarende som da Rinde et al. (2017) kartla Oslofjorden. Til tross for at arten ikke ble observert i dette masterstudiet ved bruk av tilsvarende metode, kan det likevel ikke utelukkes tilstedeværelse av arten på de ulike lokalitetene. Selv om RAS-kartlegging gjør det mulig å undersøke større områder av kunstig substrat i båthavner, gir det likevel et begrenset søk etter arter i det totale havneområdet. Det kan ikke utelukkes at enkelte arter kan ha blitt oversett som en konsekvens av det begrensede søket i havnene, og dersom flere metoder hadde blitt tatt i bruk kunne antallet fremmede arter observert vært høyere. Rødalgen strømgarn (*Dasya baillouviana*) har også vist en økt forekomst siden kartleggingen i 2016, fra en observasjon på kun en lokalitet i 2016 til tre lokaliteter i 2021. Arten ble

observert på Oksval båthavn både i 2016 og i 2021, med nye funn på Fyllinga båthavn og Utgårdskilen båthavn. Siden *D. baillouviana* har stor toleranse for lave saliniteter, vil sannsynligvis ikke brakkvanslaget som kan prege disse to båthavnene deler av året ha en betydning for artens overlevelse (Husa et al., 2018c). Også rødalgen japansk sjølyng (*Dasysiphonia japonica*) ble funnet på ytterligere en lokalitet i 2021. En stor forandring i forekomsten av fremmede arter de siste fem årene er spesielt observasjonene av djeveltunge (*Grateloupia turuturu*) på Ula båthavn og Steinbrygga båthavn, som ikke var etablert i Oslofjorden da Rinde et al. (2017) gjorde sine undersøkelser. Resultatene i dette masterstudiet viser med andre ord at det har skjedd endringer i forekomsten av fremmede arter i Oslofjorden siden 2016, men siden antallet lokaliteter er begrenset, kan dette kun gi en indikasjon på en liten bit av det store bildet.

4.6 Effekter av bruk av syntetisk og naturlig tau i båthavner

Siden tau i båthavner fungerer som gode habitater og gjemteplasser for en rekke organismer, og kan fungere som transport av fremmede arter til nye områder, var det interessant å undersøke om ulike typer tau kunne ha en effekt på antallet taksa og individer som etablerte seg på tauene. I Oslofjorden består store deler av forsøplingen i fjorden av avkappet tau, og tau er den dominerende gjenstanden fra fiskerirelatert søppel i fjorden (Miljødirektoratet, 2019). Med tanke på at japansk spøkelseskreps (*Caprella mutica*) hovedsakelig spres til nye områder via tau som flyter i vannmassene (Husa et al., 2013), kan forskjeller ved bruk av ulike typer tau potensielt bli et nyttig bidrag for å redusere videre spredning av arten. Det ble registrert flere taksa på det naturlige sisaltauet sammenlignet med det syntetiske tauet på fire av syv båthavner, og antall individer var mer enn dobbelt så mange på det naturlige sisaltauet for alle syv båthavner. Dette gir en tydelig indikasjon på at den største andelen dyr foretrekker det naturlige sisaltauet som substrat, sammenlignet med det syntetiske. Siden det syntetiske tauet er laget av en type plast som gir en mer glatt struktur, kan det tenkes at det ikke er like enkelt for dyrene å feste seg til tauet, eller å gjemme seg i det. For den fremmede arten *C. mutica*, var det også stor variasjon i tilstedeværelsen mellom de to ulike typene tau. Det ble totalt registrert 52 individer av arten på det naturlige sisaltauet og totalt 6 individer på det syntetiske polypropylen tauet. Dermed kan det også se ut til at *C. mutica* i større grad etablerer seg på naturlig tau over syntetisk. Siden arten fester seg til substrat ved å gripe seg fast, kan det tenkes at det glatte materialet til det syntetiske tauet gjør dette mer utfordrende. I tillegg er materialet på det syntetiske tauet noe hardere enn det naturlige, som også kan gjøre

det vanskeligere å få godt feste for små dyr, slik som *C. mutica*. Selv om funnene tyder på at flere dyr foretrekker naturlig tau over syntetisk, må det likevel nevnes at datasettet er noe begrenset. Eksempelvis ble det kun funnet individer av strandkrabbe og storstrandsnegl på det naturlige sisaltauets, men siden antallet var så få, er det vanskelig å si om dette viser en generell hendelse eller tilfeldigheter. Det ble generelt funnet få taksa og individer i faunafellene på høsten, som kan gjøre at små variasjoner ser større ut enn de faktisk er. Eksempelvis skiller Utgårdskilen båthavn seg fra de andre båthavnene i antall taksa mellom de to tautypene, ved at flest taksa ble funnet i det syntetiske tauet. Det er vanskelig å si om dette skyldes tilfeldigheter, eller om det observerte mønsteret ville vært det samme med et større datasett. Dermed kan resultatene i dette masterstudiet kun gi en liten indikasjon på en mer generell trend.

Tross begrenset datasett, er likevel forskjeller i funn og materialene mellom de to ulike typene tau interessant med tanke på spredning av fremmede arter. Tauene som er valgt ut har svært ulike egenskaper, som kan gi ulike fordeler og ulemper ved bruk i havneområder. I tidligere undersøkelser med bruk av sisaltau gjort av NIVA, fikk de problemer med at sisaltauets råtnet relativt raskt i vannet (Rinde et al., 2017). Det kan bety at tauet raskere løsner fra bryggeelementene eller båtene det er festet til, og dermed kan flyte i vannmassene en stund før det brytes ned. Med tanke på spredning av fremmede arter kan dette medføre en viss risiko for forflytninger av arter, slik som *C. mutica*. Det syntetiske tauet derimot er laget for bedre holdbarhet og består av et mer slitesterkt materiale. Derfor vil syntetisk tau ha mindre sannsynlighet for å råtne fra substratet det er festet til, og på den måten potensielt bidra til å hindre ytterligere spredning i noe grad. Likevel vil syntetisk tau dersom det først skulle havne fritt i vannmassene, bruke betydelig lengre tid på å brytes ned. Dette gjør at tauet potensielt kan fraktes over større avstander med strømmene i vannet. Basert på variasjonene i antall dyr funnet i de ulike tauene, spesielt mengden *C. mutica*, er dette en problemstilling som bør undersøkes nærmere, da det kan bidra til å finne nye løsninger for å redusere videre spredning og etablering av fremmede arter.

4.7 Diskusjon av begrensninger

4.7.1 Vurdering av metoder for innsamling av data

RAS-kartlegging er en mye brukt metode for kartlegging av marine miljøer, da man kan dekke flere steder av et større studieområde på kort tid (David & Krick, 2019). Det er en metode som er enkel å utføre, og det ble i snitt brukt 1,5 timer per båthavn i dette masterstudiet. Metoden gir en relativ rask oversikt over tilstedeværelsen av fremmede arter på kunstig substrat (Rinde et al., 2017), og det var denne metoden som ga flest observasjoner, der alle de seks observerte fremmede artene ble funnet. Ulemper med RAS-kartlegging kan være utfordringer knyttet til artsbestemmelser ute i felt, der arter kan bli tilordnet en høyere taksonomisk gruppe ved usikkerhet (David & Krick, 2019). For faunafeller gikk noen av fellene tapt, og dette viser en potensiell ulempe ved bruk av taufeller i båthavner. Andre brukere av båthavnene kan være nysgjerrig eller ønske å rydde opp i havneområdet, slik at faunafellene ikke får ligge i fred. Likevel er faunafeller en lavterskel metode for å fange opp fremmede arter og et litt annet samfunn enn det som lever på brygge-elementene, og fungerer derfor som et bra supplement til RAS-undersøkelser.

Dersom flere metoder hadde blitt benyttet i dette masterstudiet, kunne nok antallet fremmede arter og variasjonene mellom samfunnene blitt fanget opp bedre. Selv om metodene som er valgt ut fanger opp både fastsittende samfunn på brygge-elementene og mer mobile samfunn i faunafellene, gir det et begrenset søk i kun det øvre vannlaget i båthavnene. Med flere metoder, slik som dykking, kunne større områder av båthavnene blitt undersøkt. Likevel er metodene som er valgt ut til dette masterstudiet lavterskel metoder som gir gode beskrivelser av samfunnene som etablerer seg på kunstig substrat, og som er anbefalte metoder for tidlig varsling av fremmede arter (Rinde et al., 2017).

4.7.2 Antall lokaliteter

Innsamling av data ble utført på syv lokaliteter i Oslofjorden, som gir et begrenset bilde på forekomsten av fremmede arter og samfunnene som lever på kunstig substrat i Oslofjorden. Ideelt sett ville flere båthavner vært valgt ut, for å få et bedre sammenligningsgrunnlag med tidligere og fremtidige undersøkelser i Oslofjorden.

4.7.3 Estimeringsmetode i felt

Siden det ble notert dekningsgrad for artene som ble fanget opp med RAS-undersøkelser, kan dette gi et noe grovere ordinasjonsplott enn det som hadde vært dersom det i stedet ble registrert antall individer. Ved bruk av antall individer kunne andre mønstre og et klarere bilde på variasjonen mellom samfunnene kommet tydeligere frem. Likevel er dekningsgrad praktisk gjennomførbart, og en standardisert estimeringsmetode for effektiv kartlegging av samfunn ute i felt (Fagerli et al., 2021).

5 Konklusjon og fremtidig arbeid

Variasjoner mellom samfunn som lever på kunstig substrat i båthavner i Oslofjorden blir hovedsakelig forklart av sesong og lokalitet. Det ble funnet flest taksa, individer og høyere biodiversitet på sommeren for de mobile samfunnene av dyr i faunafeller, og for de mer fastsittende samfunnene av dyr og alger på brygge-elementene var den høyeste forekomsten av taksa på høsten. Siden forekomsten av fremmede arter også var størst på høsten, der blant annet individer av stillehavsøsters (*Magallana gigas*) var større på høsten enn på våren, kan nye undersøkelser etter fremmede arter være mer lønnsomt å gjennomføre på sensommeren eller høsten, enn på våren.

Det ble observert høyest artsrikhet på båthavnene i indre Oslofjord, samt på Ula båthavn på vestsiden av ytre Oslofjord, sammenlignet med de resterende båthavnene i ytre fjord. Med tanke på at høyere artsrikhet i det stedegne samfunnet på kunstig substrat så ut til å gi flere funn av fremmede arter, kan det være interessant å undersøke videre om en slik sammenheng også gjelder for naturlig substrat i Oslofjorden. Miljøfaktorer mellom lokalitetene som ikke ble fanget opp i dette studiet kan også være viktige forklaringer på variasjonen som ble observert, både for stedegne samfunn og funn av fremmede arter, og bør undersøkes nærmere for å bedre forstå det observerte mønsteret mellom lokalitetene i Oslofjorden. For mer småskala variasjoner innad i båthavnene, forklarte ikke plasseringen fra indre til ytre brygge variasjonen funnet i dette studiet.

Det ble observert totalt seks fremmede arter på det kunstige substratet i båthavnene i Oslofjorden, der disse var japansk spøkelseskreps (*Caprella mutica*), stillehavsøsters (*Magallana gigas*), strømgarn (*Dasya baillouvia*), djeveltunge (*Grateloupia turuturu*), japansk sjølyng (*Dasysiphonia japonica*) og tøffelsnegl (*Crepidula fornicata*). Den fremmede arten *G. turuturu* ble observert for første gang på Steinbrygga båthavn i Horten. Tidligere har *G. turuturu* kun blitt observert på Ula båthavn, som var den lokaliteten med funn av flest fremmede arter i dette studiet. I tillegg ble det generelt observert en liten økning i forekomsten av fremmede arter ved lokalitetene siden de sist ble kartlagt fem år tidligere. Disse observasjonene tyder på en utvikling i forekomsten av fremmede arter i Oslofjorden, hvor videre oppfølging vil være nødvendig for å finne løsninger for å redusere ytterligere spredning. Et slikt tiltak kan potensielt være å undersøke nærmere bruken av ulike typer tau i båthavner. Ved bruk av naturlig og syntetisk taufelle i båthavnene på høsten i dette studiet, ble

det registrert høyere forekomst av *C. mutica*, samt høyere antall taksa og antall individer av stedeagne arter, i naturlig taufelle over syntetisk. Basert på disse funnene og egenskapene til de to ulike tauene, kan potensielt bruk av ulike typer tau i båthavner bidra til å redusere spredning og etablering av fremmede arter.

6 Referanseliste

- Aarrestad, P. A., Bakkestuen, V., & Stabbetorp, O. E. (2011). *Utprøving av metodikk for overvåking av effekter av atmosfærisk tilført nitrogen på fattig fjellvegetasjon* (NINA Rapport 741). Norsk institutt for naturforskning. <http://hdl.handle.net/11250/2642771>
- Altman, S., & Whitlatch, R. B. (2007). Effects of small-scale disturbance on invasion success in marine communities. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 342(1), 15-29. doi: <https://doi.org/10.1016/j.jembe.2006.10.011>
- Anglès d'Auriac, M. B., Rinde, E., Norling, P., Lapegue, S., Staalstrøm, A., Hjermand, D. Ø., & Thaulow, J. (2017). Rapid expansion of the invasive oyster *Crassostrea gigas* at its northern distribution limit in Europe: Naturally dispersed or introduced? *PLoS One*, 12(5): e0177481. doi: <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0177481>
- Arenas, F., Bishop, J. D. D., Carlton, J. T., Dyrinda, P. J., Farnham, W. F., Gonzalez, D. J., ... & Wood, C. A. (2006). Alien species and other notable records from a rapid assessment survey of marinas on the south coast of England. *Journal of the marine biological association of the United Kingdom*, 86(6), 1329-1337. doi: [10.1017/S0025315406014354](https://doi.org/10.1017/S0025315406014354)
- Artsdatabanken. (2022, 07.04). Ny fremmedartsliste i 2023. Hentet fra: https://www.artsdatabanken.no/Pages/325033/Ny_fremmedartsliste_i_2023
- Bekkby, T., Rinde, E., Erikstad, L., & Bakkestuen, V. (2009). Spatial predictive distribution modelling of the kelp species *Laminaria hyperborea*. *ICES Journal of Marine Science*, 66(10), 2106-2115. doi: <https://doi.org/10.1093/icesjms/fsp195>
- Bodvin, T., Norling, P., Smit, A., Jelmert, A., & Oug, E. (2010). *Mulige effekter av etablering av stillehavsøsters (Crassostrea gigas) i Norge* (DN-utredning 1-2010). Direktoratet for naturforvaltning.
- Bokn, T. (1984). *Basisundersøkelse i Hvalerområdet og Singlefjorden. Gruntvannsorganismer 1980-1982* (NIVA Rapport 1615). Norsk institutt for vannforskning. <http://hdl.handle.net/11250/203795>
- Chao, A., & Chiu, C. H. (2016). Species richness: estimation and comparison. *Wiley StatsRef: statistics reference online*, 1, 26. doi: <https://doi.org/10.1002/9781118445112.stat03432.pub2>
- Christie, H., Norderhaug, K., & Fredriksen, S. (2009). Macrophytes as habitat for fauna. *Marine Ecology Progress Series*, 396, 221-233. doi: <https://doi.org/10.3354/meps08351>

- Clarke, K. R., Gorley, R. N., Somerfield, P. J., & Warwick, R. M. (2014). Change in marine communities: an approach to statistical analysis and interpretation. Plymouth, Primer-E, 256pp.
- Clavel, J., Julliard, R., & Devictor, V. (2011). Worldwide decline of specialist species: toward a global functional homogenization? *Frontiers in Ecology and the Environment*, 9(4), 222-228. doi: <https://doi.org/10.1890/08021>
- Cognetti, G., & Maltagliati, F. (2000). Biodiversity and adaptive mechanisms in brackish water fauna. *Marine pollution bulletin*, 40(1), 7-14. doi: [https://doi.org/10.1016/S0025-326X\(99\)00173-3](https://doi.org/10.1016/S0025-326X(99)00173-3)
- Cook, E., Jahnke, M., Kerckhof, F., Minchin, D., Faasse, M., Boos, K., & Ashton, G. (2007). European expansion of the introduced amphipod *Caprella mutica* Schurin 1935. *Aquatic Invasions*, 2(4), 411-421. doi: <https://doi.org/10.3391/ai.2007.2.4.11>
- Correa-Metrio, A., Dechnik, Y., Lozano-García, S., & Caballero, M. (2014). Detrended correspondence analysis: A useful tool to quantify ecological changes from fossil data sets. *Boletín de la Sociedad Geológica Mexicana*, 66(1), 135-143. doi: <https://doi.org/10.18268/BSGM2014v66n1a10>
- David, A. A., & Krick, M. (2019). DNA Barcoding of polychaetes collected during the 2018 Rapid Assessment Survey of floating dock communities from New England. *Marine Biology Research*, 15(4-6), 317-324. doi: <https://doi.org/10.1080/17451000.2019.1655160>
- Dial, R., & Roughgarden, J. (1998). Theory of marine communities: the intermediate disturbance hypothesis. *Ecology*, 79(4), 1412-1424. doi: <https://doi.org/10.2307/176752>
- Dixon, P. (2003). VEGAN, a package of R functions for community ecology. *Journal of Vegetation Science*, 14(6). doi: <https://doi.org/10.1111/j.1654-1103.2003.tb02228.x>
- Evju, M., Stange, E., Berger, A. L., Blumenrath, S., Endrestøl, A., Olsen, S. L., ... & Sverdrup-Thygeson, A. (2016). Når artenes leveområder splittes opp-eksempler fra øyene i indre Oslofjord (Sluttrapport fra strategisk instituttsatsing (SIS) 2011-2015, temahefte 65). Norsk institutt for naturforskning. <http://hdl.handle.net/11250/2381620>
- Fagerli, C. W., Trannum, H. C., Golmen, L. G., Eikrem, W., & Mengeot, C. (2021). Økokyst–DP Norskehavet Sør (II). Årsrapport 2020 (NIVA Rapport 1968). Norsk institutt for vannforskning. <https://hdl.handle.net/11250/2780231>

- Gederaas, L., Loennechen Moen, T., Skjelseth, S., & Larsen, L. K. (2012). Alien species in Norway-with the Norwegian Black List 2012. *The Norwegian Biodiversity Information Centre*, Trondheim, Norway.
- Glasby, T. M., & Connell, S. D. (2001). Orientation and position of substrata have large effects on epibiotic assemblages. *Marine Ecology Progress Series*, 214, 127-135. doi: <https://doi.org/10.3354/meps214127>
- Halpern, B. S., Frazier, M., Potapenko, J., Casey, K. S., Koenig, K., Longo, C., ... & Walbridge, S. (2015). Spatial and temporal changes in cumulative human impacts on the world's ocean. *Nature communications*, 6(1), 1-7. doi: <https://doi.org/10.1038/ncomms8615>
- Harley, C. D., Randall Hughes, A., Hultgren, K. M., Miner, B. G., Sorte, C. J., Thornber, C. S., ... & Williams, S. L. (2006). The impacts of climate change in coastal marine systems. *Ecology letters*, 9(2), 228-241. doi: <https://doi.org/10.1111/j.1461-0248.2005.00871.x>
- Hendrichsen, D. K., Åström, J., Forsgren, E., & Skarpaas, O. (2015). *Spredningsveier for fremmede arter i Norge* (NINA Rapport 1091). Norsk institutt for naturforskning. <https://hdl.handle.net/11250/2653059>
- Hill, M. O., & Gauch, H. G. (1980). Detrended correspondence analysis: an improved ordination technique. In *Classification and ordination* (pp. 47-58). Springer, Dordrecht.
- Hoegh-Guldberg, O., & Bruno, J. F. (2010). The impact of climate change on the world's marine ecosystems. *Science*, 328(5985), 1523-1528. doi: <https://doi.org/10.1126/science.1189930>
- Hopkins, C. C. (2002). Introduced marine organisms in Norwegian waters, including Svalbard. *Invasive aquatic species of Europe. Distribution, impacts and management* (pp. 240-252). Springer, Dordrecht. doi: https://doi.org/10.1007/978-94-015-9956-6_26
- Husa, V., Agnalt, A. L., Svensen, R., Rokkan Iversen, K., Steen, H., Jelmert, A., ... & Petersen, H. (2013). *Kartlegging av fremmede marine arter i indre og ytre Oslofjord* (Utredning for DN, 4-2013). Direktoratet for naturforvaltning.
- Husa, V., Fredriksen, S., & Sjøtun, K. (2018a). *Dasysiphonia japonica*, vurdering av økologisk risiko. Fremmedartslista 2018. *Artsdatabanken*. Hentet (2022, 7. mai) fra <https://www.artsdatabanken.no/Fab2018/N/3308>

- Husa, V., Fredriksen, S., & Sjøtun, K. (2018b). *Grateloupia turuturu*, vurdering av økologisk risiko. Fremmedartslista 2018. *Artsdatabanken*. Hentet (2022, 7. mai) fra <https://www.artsdatabanken.no/Fab2018/N/703>
- Husa, V., Fredriksen, S., & Sjøtun, K. (2018c). *Dasya baillouviana*, vurdering av økologisk risiko. Fremmedartslista 2018. *Artsdatabanken*. Hentet (2022, 24. mars) fra <https://www.artsdatabanken.no/fab2018/N/4>
- Husa, V., Berntsen, H., Falkenhaus, T., Fossøy, F., Forsgren, E., Grefsrud E. S., Hjelset A. M., Hanssen F., Husby E., Jelmert A., Olsen S. A., Sanvik H. (2022). *Alien marine species in Norway – Mapping, monitoring and assessment of vectors for introduction* (Rapport for havforskning; 2022 – 8). Havforskningsinstituttet. <https://hdl.handle.net/11250/2997029>
- Jacobs, H. (1967). To count a crowd. *Columbia Journalism Review*, 6(1), 37. doi: <https://doi.org/10.1525/ctx.2004.3.3.12>
- Jelmert, A., Gulliksen, B., Oug, E., Sundet, J., & Falkenhaus, T. (2018a). *Crassostrea gigas*, vurdering av økologisk risiko. Fremmedartslista 2018. *Artsdatabanken*. Hentet (2022, 28. mars) fra <https://www.artsdatabanken.no/fab2018/N/1050>
- Jelmert, A., Gulliksen, B., Oug, E., Sundet, J., & Falkenhaus, T. (2018b). *Crepidula fornicata*, vurdering av økologisk risiko. Fremmedartslista 2018. *Artsdatabanken*. Hentet (2022, 29. mars) fra <https://www.artsdatabanken.no/fab2018/N/39>
- Johnsen, T., Sandlund, O. T., Often, A., Jelmert, A., & Hobæk, A. (2010). *Kartlegging og overvåking av fremmede skadelige arter i Norge* (NIVA Rapport 6801). Norsk institutt for vannforskning. <http://hdl.handle.net/11250/214957>
- Kim, T. K. (2015). T test as a parametric statistic. *Korean journal of anesthesiology*, 68(6), 540. doi: <https://doi.org/10.4097/kjae.2015.68.6.540>
- Krauss, J., Bommarco, R., Guardiola, M., Heikkinen, R. K., Helm, A., Kuussaari, M., ... & Steffan-Dewenter, I. (2010). Habitat fragmentation causes immediate and time-delayed biodiversity loss at different trophic levels. *Ecology letters*, 13(5), 597-605. doi: <https://doi.org/10.1111/j.1461-0248.2010.01457.x>
- Laikre, L., Lundmark, C., Jansson, E., Wennerström, L., Edman, M., & Sandström, A. (2016). Lack of recognition of genetic biodiversity: International policy and its implementation in Baltic Sea marine protected areas. *Ambio*, 45(6), 661-680. doi: <https://doi.org/10.1007/s13280-016-0776-7>

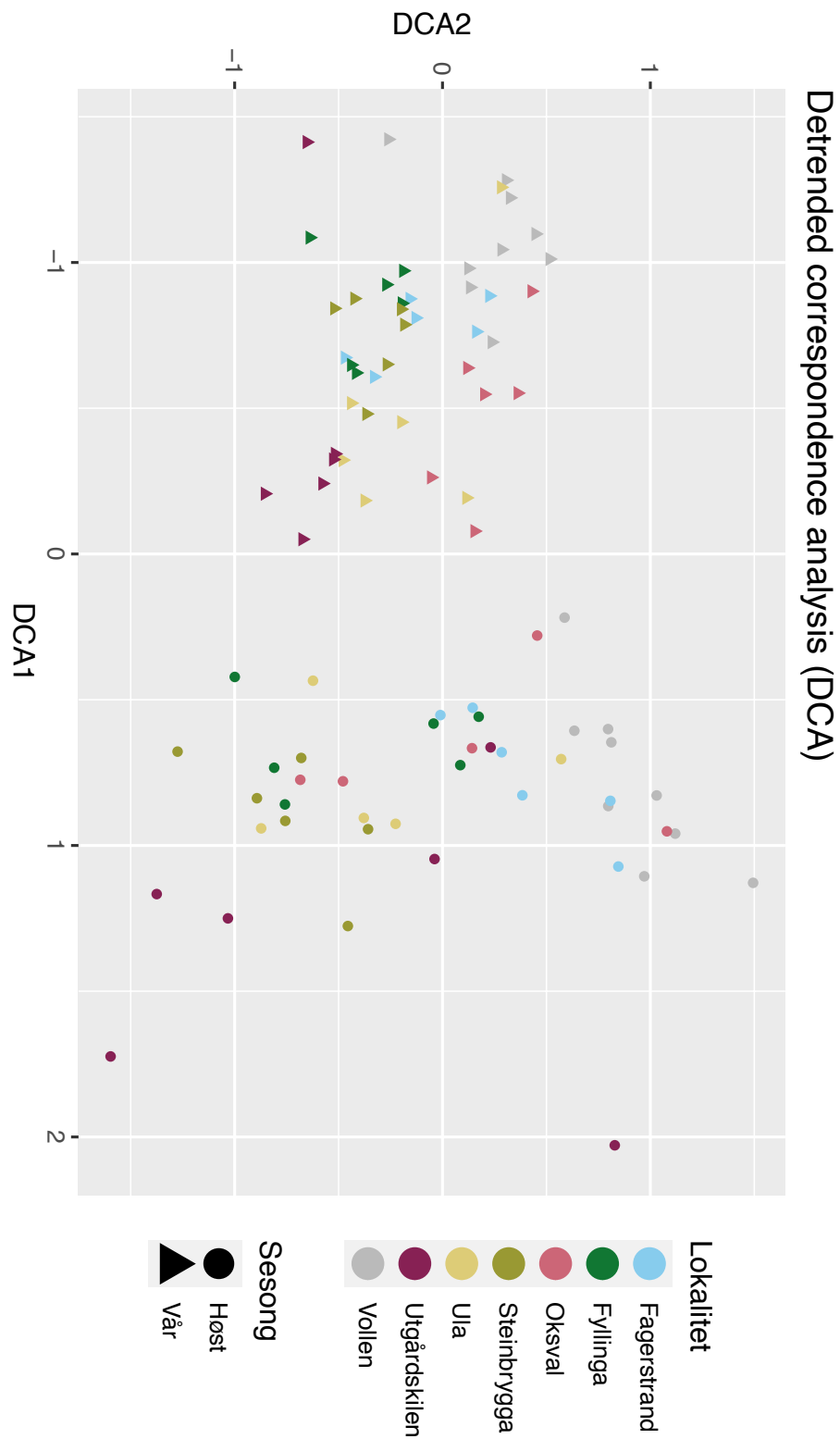
- Lantz, B. (2013). The impact of sample non-normality in ANOVA and alternative methods. *British Journal of Mathematical and Statistical Psychology*, 66(2), 224-244. doi: <https://doi.org/10.1111/j.2044-8317.2012.02047.x>
- Levin, S. A., & Lubchenco, J. (2008). Resilience, robustness, and marine ecosystem-based management. *Bioscience*, 58(1), 27-32. doi: <https://doi.org/10.1641/B580107>
- Luybaert, T., Hagan, J. G., McCarthy, M. L., & Poti, M. (2020). Status of marine biodiversity in the Anthropocene. *YOUMARES 9-The Oceans: Our research, our future* (pp. 57-82). Springer, Cham. doi: https://doi.org/10.1007/978-3-030-20389-4_4
- McKinney, M. L., & Lockwood, J. L. (1999). Biotic homogenization: a few winners replacing many losers in the next mass extinction. *Trends in ecology & evolution*, 14(11), 450-453. doi: [https://doi.org/10.1016/S0169-5347\(99\)01679-1](https://doi.org/10.1016/S0169-5347(99)01679-1)
- Miljødirektoratet (2019, 28.04). Kunnskapsstatus Oslofjorden. Hentet fra <https://www.miljodirektoratet.no/globalassets/publikasjoner/m1556/m1556.pdf>
- Minchin, D. (2007). Rapid coastal survey for targeted alien species associated with floating pontoons in Ireland. *Aquatic Invasions*, 2(1), 63-70. doi: <https://doi.org/10.3391/ai.2007.2.1.8>
- Molnar, J. L., Gamboa, R. L., Revenga, C., & Spalding, M. D. (2008). Assessing the global threat of invasive species to marine biodiversity. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 6(9), 485-492. doi: <https://doi.org/10.1890/070064>
- Moore, D. S., McCabe, G. P., & Craig, B. A. (2017). Introduction to the practice of statistics ninth edition. W.H.Freeman Co Ltd.
- Nishihara, G. N., & Terada, R. (2010). Species richness of marine macrophytes is correlated to a wave exposure gradient. *Phycological Research*, 58(4), 280-292. doi: <https://doi.org/10.1111/j.1440-1835.2010.00587.x>
- Norling, P., & Jelmert, A. (2010). *Fremmede arter i Oslofjorden* (NIVA rapport 5919-2010). Norsk institutt for vannforskning. <http://hdl.handle.net/11250/214840>
- Oakley, C. A., & Knox, J. S. (2013). Plant species richness increases resistance to invasion by non-resident plant species during grassland restoration. *Applied Vegetation Science*, 16(1), 21-28. doi: <https://doi.org/10.1111/j.1654-109X.2012.01202.x>
- Palumbi, S. R., Sandifer, P. A., Allan, J. D., Beck, M. W., Fautin, D. G., Fogarty, M. J., ... & Wall, D. H. (2009). Managing for ocean biodiversity to sustain marine ecosystem services. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 7(4), 204-211. doi: <https://doi.org/10.1890/070135>

- Pauls, S. U., Nowak, C., Bálint, M., & Pfenninger, M. (2013). The impact of global climate change on genetic diversity within populations and species. *Molecular ecology*, 22(4), 925-946. doi: <https://doi.org/10.1111/mec.12152>
- Pinochet, J., Urbina, M. A., & Lagos, M. E. (2020). Marine invertebrate larvae love plastics: habitat selection and settlement on artificial substrates. *Environmental Pollution*, 257, 113571. doi: <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2019.113571>
- Reitan, S. J. (2020). *Sublitorale makroalger i Ytre Hvaler nasjonalpark: 7 stasjoner kartlagt over to sesonger* [Masteroppgave, Universitetet i Oslo]. DUO Vitenarkiv. <http://urn.nb.no/URN:NBN:no-83670>
- Rinde, E., Bøe, R., Fleddum, A., Lepland, A., Walday, M., & Staalstrøm, A. (2009). *Kartlegging av marine habitater i indre Oslofjord. Utvikling av detaljerte habitatkart basert på dyp, substrattyppe og energinivå* (NIVA Rapport 5772). Norsk institutt for vannforskning. <http://hdl.handle.net/11250/214474>
- Rinde, E., Gitmark, J. K., Hjermann, D. Ø., Fagerli, C. W., Kile, M. R., & Christie, H. (2017). *Utvikling av metodikk for overvåking av fremmede marine arter* (NIVA Rapport 7131). Norsk institutt for vannforskning <http://hdl.handle.net/11250/2441205>
- Rinde, E., Hjermann, D. Ø., & Staalstrøm, A. (2016a). *Larvae drift simulations of the Pacific oyster in Skagerrak—influence of climate change on larvae development, survival and dispersal* (NIVA Rapport 7016). Norsk institutt for vannforskning. <http://hdl.handle.net/11250/2386876>
- Rinde, E., Tjomsland, T., Hjermann, D. Ø., Kempa, M., Norling, P., & Kolluru, V. S. (2016b). Increased spreading potential of the invasive Pacific oyster (*Crassostrea gigas*) at its northern distribution limit in Europe due to warmer climate. *Marine and Freshwater Research*, 68(2), 252-262. doi: <https://doi.org/10.1071/MF15071>
- Rosenberg, A. A. (2003). Managing to the margins: the overexploitation of fisheries. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 1(2), 102-106. doi: [https://doi.org/10.1890/1540-9295\(2003\)001\[0102:MTTMT0\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1890/1540-9295(2003)001[0102:MTTMT0]2.0.CO;2)
- Rueness, J., Heggøy, E., Husa, V., & Sjøtun, K. (2007). First report of the Japanese red alga *Antithamnion nipponicum* (Ceramiales, Rhodophyta) in Norway, an invasive species new to northern Europe. *Aquatic invasions*, 2(4), 431-434. doi: <https://doi.org/10.3391/ai.2007.2.4.13>

- Ruiz, G. M., Freestone, A. L., Fofonoff, P. W., & Simkanin, C. (2009). Habitat distribution and heterogeneity in marine invasion dynamics: the importance of hard substrate and artificial structure. *In Marine hard bottom communities* (pp. 321-332). Springer, Berlin, Heidelberg. doi: https://doi.org/10.1007/b76710_23
- Sala, E., & Knowlton, N. (2006). Global marine biodiversity trends. *Annu. Rev. Environ. Resour.*, 31, 93-122. doi: <https://doi.org/10.1146/annurev.energy.31.020105.100235>
- Sanabria-Fernandez, J. A., Lazzari, N., Riera, R., & Becerro, M. A. (2018). Building up marine biodiversity loss: artificial substrates hold lower number and abundance of low occupancy benthic and sessile species. *Marine environmental research*, 140, 190-199. doi: <https://doi.org/10.1016/j.marenvres.2018.06.010>
- Sandvik, H., Hilmo, O., Henriksen, S., Elven, R., Åsen, P. A., Hegre, H., ... & Gederaas, L. (2020). Alien species in Norway: results from quantitative ecological impact assessments. *Ecological Solutions and Evidence*, 1(1), e12006. doi: <https://doi.org/10.1002/2688-8319.12006>
- Sandvik, H. & Sæther, B.E. (2012). *Kriterier og metoder for kartlegging og overvåkning av fremmede arter* (DN-utredning 4-2012). Direktoratet for naturforvaltning.
- Shannon, C. E. (1948). A mathematical theory of communication. *The Bell system technical journal*, 27(3), 379-423. doi: <https://doi.org/10.1002/j.1538-7305.1948.tb01338.x>
- Shaw, R. G., & Mitchell-Olds, T. (1993). ANOVA for unbalanced data: an overview. *Ecology*, 74(6), 1638-1645. doi: <https://doi.org/10.2307/1939922>
- Singh, S. P., & Singh, P. (2015). Effect of temperature and light on the growth of algae species: a review. *Renewable and sustainable energy reviews*, 50, 431-444. doi: <https://doi.org/10.1016/j.rser.2015.05.024>
- Sjøtun, K. (1997). A new observation of *Crepidula fornicata* (Prosobranchia, Calyptraeidae) in western Norway. *Sarsia*, 82(3), 275-276. doi: <https://doi.org/10.1080/00364827.1997.10413655>
- Stachowicz, J. J., Fried, H., Osman, R. W., & Whitlatch, R. B. (2002). Biodiversity, invasion resistance, and marine ecosystem function: reconciling pattern and process. *Ecology*, 83(9), 2575-2590. doi: [https://doi.org/10.1890/0012-9658\(2002\)083\[2575:BIRAME\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1890/0012-9658(2002)083[2575:BIRAME]2.0.CO;2)
- Strand, Å., Blanda, E., Bodvin, T., Davids, J. K., Jensen, L. F., Holm-Hansen, T. H., ... & Dolmer, P. (2012). Impact of an icy winter on the Pacific oyster (*Crassostrea gigas* Thunberg, 1793) populations in Scandinavia. *Aquatic Invasions*. 7(3), 433-440. <http://hdl.handle.net/11250/2507423>

- Thaulow, H., & Faafeng, B. (2014). *Indre Oslofjord 2013–status, trusler og tiltak* (NIVA-Rapport 6593). Norsk institutt for vannforskning. <http://hdl.handle.net/11250/194149>
- Thrush, S. F., Gray, J. S., Hewitt, J. E., & Uglund, K. I. (2006). Predicting the effects of habitat homogenization on marine biodiversity. *Ecological Applications*, 16(5), 1636-1642. doi: [https://doi.org/10.1890/1051-0761\(2006\)016\[1636:PTEOHH\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1890/1051-0761(2006)016[1636:PTEOHH]2.0.CO;2)
- Tukey, J. W. (1949). Comparing individual means in the analysis of variance. *Biometrics*, 99-114.
- Walday, M. G., Borgersen, G., Beylich, B., Eikrem, W., Gitmark, J. K., Naustvoll, L. J., ... & Staalstrøm, A. (2019). *Overvåking av Ytre Oslofjord i 2014-2018. 5-årsrapport* (NIVA Rapport 7423). Norsk institutt for naturforskning. <https://hdl.handle.net/11250/2685836>
- Willis, K. J., Cook, E. J., Lozano-Fernandez, M., & Takeuchi, I. (2004). First record of the alien caprellid amphipod, *Caprella mutica*, for the UK. *J. Mar. Biol. Ass.*, 84(5), 1027-1028. doi: <https://doi.org/10.1017/S0025315404010355h>
- Wilson, M. C., Chen, X. Y., Corlett, R. T., Didham, R. K., Ding, P., Holt, R. D., ... & Yu, M. (2016). Habitat fragmentation and biodiversity conservation: key findings and future challenges. *Landscape Ecology*, 31(2), 219-227. doi: <https://doi.org/10.1007/s10980-015-0312-3>

Vedlegg I: DCA-analyse



Figur I: DCA-ordinasjon for samfunn fra RAS-undersøkelser mellom de ulike lokalitetene (fargekodet), for vår og høst (fasong). Merk at på Vollen marina ble det gjennomført ni RAS-skrap (dermed ni stasjoner) til sammenligning med seks RAS-skrap for de andre lokalitetene. På Okstal båthavn og Ula båthavn ble det kun gjort fem RAS-skrap på høsten da det ikke var tilgjengelig brygge-element for skrap.

Vedlegg II: Artsliste RAS-undersøkelser vår

Tabell I: Artsliste over innsamlede taksa ved RAS-undersøkelser (skrap av brygge-element) våren 2021, inkludert lokalitet (båthavn) og stasjon. Mengden er bestemt med dekningsgrad 1-4, der 0 er ingen funn. NA betyr tap av skrap ved stasjonen.

Lokalitet	Stasjon	Tarmgrønnske (<i>Uba inaequalis</i>)	Havsalat (<i>Uba lactuca</i>)	Chaetomorpha	Grønnoddt (Spongomorpha)	Sl Sp. (Ectocarpaceae)	Raddokke (<i>Polysiphonia stricta</i>)	Stikkokke (<i>Polysiphonia elongata</i>)	Svartdokka (<i>Polysiphonia fucoides</i>)	Vanlig rekekle (<i>Ceramium virgatum</i>)
Vollem	1	0	0	0	3	0	4	0	0	0
Vollem	2	0	0	0	4	0	4	0	0	0
Vollem	3	0	0	0	4	2	4	0	0	0
Vollem	4	0	0	0	2	4	2	0	0	0
Vollem	5	0	0	0	2	2	4	0	0	0
Vollem	6	0	0	0	4	0	4	0	0	0
Vollem	7	0	0	0	3	2	4	0	0	0
Vollem	8	0	0	0	4	3	4	0	0	0
Vollem	9	0	0	0	4	0	4	0	0	0
Fagerstrand	14	0	0	0	4	2	4	0	0	0
Fagerstrand	16	0	0	0	3	3	4	0	0	0
Fagerstrand	18	4	0	0	3	4	0	0	0	0
Fagerstrand	20	3	0	0	2	3	2	0	0	0
Fagerstrand	22	4	0	0	2	2	2	0	0	0
Fagerstrand	23	4	0	0	3	2	2	0	0	0
Fyllinga	25	0	0	0	2	4	2	0	0	0
Fyllinga	26	0	0	0	4	4	2	0	0	0
Fyllinga	27	0	0	0	2	4	2	0	0	0
Fyllinga	28	1	0	0	2	0	2	0	0	0
Fyllinga	30	3	0	0	4	4	2	0	0	0
Fyllinga	31	0	0	0	4	3	2	0	0	0
Steinhygge	33	0	0	0	2	4	2	0	0	0
Steinhygge	35	0	0	0	3	1	2	0	0	0
Steinhygge	37	0	0	0	3	4	2	0	0	0
Steinhygge	38	0	0	0	3	3	2	0	0	0
Steinhygge	39	1	0	0	2	4	2	0	0	0
Steinhygge	40	1	0	0	0	4	2	0	0	0
Ula	42	2	3	0	1	0	2	0	0	1
Ula	44	0	1	0	0	1	2	0	0	0
Ula	46	0	1	0	2	1	2	0	0	0
Ula	47	0	1	0	0	0	2	0	0	0
Ula	49	0	2	0	2	2	2	0	0	0
Ula	51	0	2	0	4	1	2	0	0	0
Oksval	52	4	0	0	0	0	2	0	0	0
Oksval	54	0	4	0	0	1	2	0	0	0
Oksval	55	0	2	4	4	1	2	0	0	0
Oksval	56	0	2	4	0	1	2	0	0	0
Oksval	59	0	1	0	1	3	2	0	0	0
Urgandsklien	62	0	4	0	0	3	2	0	0	0
Urgandsklien	63	0	1	0	0	4	2	0	0	0
Urgandsklien	64	0	2	0	0	4	2	0	0	0
Urgandsklien	67	0	0	0	0	4	2	0	0	0
Urgandsklien	68	0	0	0	4	4	2	0	0	0
Urgandsklien	71	0	0	0	0	4	2	0	0	0
Urgandsklien	72	0	4	0	0	4	2	0	0	0

Lokaltet	Stasjon	Tynn rekkeblo (<i>Ceranium tenuicorne</i>)	Krusflik (<i>Chondrus crispus</i>)	Mykt kjerringhar (<i>Desmarestia viridis</i>)	Lodnetraum (<i>Halosiphon tomentosum</i>)	Vanlig brunbånd (<i>Petalonia fasciata</i>)	Sjerts (<i>Ahnfeltia plicata</i>)	Bleretang (<i>Fucus vesiculosus</i>)	Grisetang (<i>Ascophyllum nodosum</i>)
	Vollen	1	0	2	3	0	0	0	0
	Vollen	2	0	2	3	0	0	0	0
	Vollen	3	0	0	2	0	0	0	0
	Vollen	4	0	3	0	0	0	0	0
	Vollen	5	0	2	0	0	0	0	0
	Vollen	6	0	2	2	0	0	0	0
	Vollen	7	0	2	1	0	0	0	0
	Vollen	8	0	2	0	0	0	0	0
	Vollen	9	0	2	1	0	0	0	0
	Fagerstrand	14	0	0	1	0	0	0	0
	Fagerstrand	16	0	0	0	0	0	0	0
	Fagerstrand	18	0	0	0	0	0	0	0
	Fagerstrand	20	0	0	0	0	0	0	0
	Fagerstrand	22	0	0	2	0	0	1	0
	Fagerstrand	23	0	0	1	0	0	0	0
	Fyllinga	25	0	0	0	0	0	0	0
	Fyllinga	26	0	0	0	0	0	0	0
	Fyllinga	27	0	0	0	0	0	0	0
	Fyllinga	28	0	0	0	0	0	0	0
	Fyllinga	30	0	0	0	0	0	1	0
	Fyllinga	31	0	0	3	0	1	1	0
	Steinbygga	33	0	0	0	0	0	0	0
	Steinbygga	35	0	0	0	0	0	0	0
	Steinbygga	37	0	0	0	0	0	0	0
	Steinbygga	38	0	0	0	0	0	0	0
	Steinbygga	39	0	0	0	0	0	1	0
	Steinbygga	40	0	0	0	0	0	0	0
	Ula	42	0	0	0	0	0	0	0
	Ula	44	0	1	1	0	0	1	0
	Ula	46	0	0	0	0	0	0	0
	Ula	47	0	0	2	0	0	0	0
	Ula	49	0	1	0	0	0	0	0
	Ula	51	0	0	0	0	0	0	0
	Oksval	52	0	4	2	0	0	0	0
	Oksval	54	0	0	1	0	0	1	0
	Oksval	55	0	0	1	0	0	0	0
	Oksval	56	0	1	1	0	0	0	0
	Oksval	59	0	1	1	0	0	0	0
	Oksval	62	0	0	1	0	0	0	0
	Utgårdsklian	63	0	0	0	0	0	2	0
	Utgårdsklian	64	0	0	0	0	0	1	1
	Utgårdsklian	67	0	0	0	0	0	1	1
	Utgårdsklian	68	0	0	0	0	0	0	0
	Utgårdsklian	71	0	0	0	0	0	0	0
	Utgårdsklian	72	0	0	0	1	0	0	0

Stasjon	Sukkertare (<i>Saccharina latissima</i>)	Fingertare (<i>Laminaria digitata</i>)	Stortare (<i>Laminaria hyperborea</i>)	Biskfjell (<i>Mylis edulis</i>)	Silbehavsosters (<i>Magallana gigas</i>)	Grunnskddyr (<i>Ciona intestinalis</i>)	Kalrørsormer (Serpulidae)	Trekanntmark (<i>Pomatoceros triquetus</i>)
Volan 1	0	0	0	3	2	0	1	1
Volan 2	0	0	0	3	2	0	1	1
Volan 3	0	0	0	0	0	0	0	0
Volan 4	0	0	0	4	0	0	0	0
Volan 5	0	0	0	3	2	0	0	1
Volan 6	0	0	0	3	2	0	1	1
Volan 7	0	0	0	3	2	2	0	0
Volan 8	0	0	0	2	2	2	0	1
Volan 9	0	0	0	3	2	0	1	1
Fagerstrand 14	0	0	0	3	3	3	1	1
Fagerstrand 16	0	0	0	2	2	2	0	1
Fagerstrand 18	0	0	0	3	2	0	0	1
Fagerstrand 20	0	0	0	4	1	0	0	0
Fagerstrand 22	0	0	0	3	2	1	0	0
Fagerstrand 23	0	0	0	3	2	0	0	1
Fyllinga 25	0	0	0	0	1	0	0	0
Fyllinga 26	0	0	0	2	2	0	0	0
Fyllinga 27	0	0	0	2	2	0	0	0
Fyllinga 28	0	0	0	2	2	0	0	0
Fyllinga 30	1	0	0	3	2	0	0	0
Fyllinga 31	0	0	0	2	2	0	0	0
Steinbygga 33	0	0	0	2	3	0	0	0
Steinbygga 35	0	0	0	2	2	0	0	0
Steinbygga 37	0	0	0	1	1	0	0	0
Steinbygga 38	0	0	0	1	3	0	0	0
Steinbygga 39	0	0	0	0	0	1	0	0
Steinbygga 40	0	0	0	3	1	0	0	0
Steinbygga 42	0	1	0	3	3	0	1	0
Ula 44	4	0	0	3	1	0	0	0
Ula 46	1	0	0	2	1	0	0	0
Ula 47	0	0	0	2	1	0	0	0
Ula 49	2	0	1	2	1	0	0	0
Ula 51	3	0	0	3	0	0	0	0
Okseval 52	0	0	0	2	3	4	4	0
Okseval 54	0	0	0	4	2	1	1	1
Okseval 55	0	0	0	2	2	0	0	0
Okseval 56	0	0	0	2	2	0	1	0
Okseval 59	0	0	0	3	2	0	1	0
Okseval 62	0	0	0	3	2	1	0	0
Urgårdsåskien 63	0	0	0	0	0	0	0	0
Urgårdsåskien 64	0	0	0	3	1	0	0	0
Urgårdsåskien 67	0	0	0	1	1	0	0	0
Urgårdsåskien 68	0	0	0	0	0	0	0	0
Urgårdsåskien 71	0	0	0	0	0	0	0	0
Urgårdsåskien 72	0	0	0	4	0	0	0	0

Lokalitet	Stasjon	Krikkoblle (Echinoidea)	Neris	Steinborekjeil (<i>Hiatella arctica</i>)	Sjøenemone (Actinaria)	Tanglopper (Amphipoda)	Tanglus (Isopoda)	Kur (Balanidae)	Flatasters (<i>Ostrea edulis</i>)	Vanlig korstroll (<i>Asterias rubens</i>)	Skallus (Polyplacophora)	Mosdyr (Ectoprocta)
Volan	1	1	1	1	1	0	0	0	0	0	0	0
Volan	2	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Volan	3	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0
Volan	4	0	1	0	1	0	0	0	0	0	0	0
Volan	5	1	1	0	1	0	0	1	0	0	0	0
Volan	6	1	1	0	1	0	0	0	1	0	0	0
Volan	7	0	0	0	1	0	0	1	0	0	0	0
Volan	8	1	0	1	1	0	0	0	1	0	0	0
Volan	9	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0
Fagerstrand	14	1	0	0	0	0	0	1	1	1	0	0
Fagerstrand	16	0	1	0	1	0	0	0	0	0	1	0
Fagerstrand	18	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	1
Fagerstrand	20	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1
Fagerstrand	22	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0
Fagerstrand	23	0	1	0	1	0	0	0	0	0	0	0
Fagerstrand	25	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Fyllinga	26	0	1	0	0	0	0	1	0	0	0	0
Fyllinga	27	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0
Fyllinga	28	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0
Fyllinga	30	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Fyllinga	31	0	0	0	0	1	0	1	0	0	0	0
Steinbygga	33	0	1	0	0	0	0	1	0	0	0	0
Steinbygga	35	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0
Steinbygga	37	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Steinbygga	38	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Steinbygga	39	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Steinbygga	40	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0
Steinbygga	42	0	1	0	1	1	0	1	0	1	0	1
Ula	44	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	1
Ula	46	0	1	0	0	1	1	1	0	0	0	1
Ula	47	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Ula	49	0	1	0	0	0	0	1	0	0	0	1
Ula	51	0	1	0	1	0	0	1	0	0	0	1
Oksval	52	1	1	0	1	0	0	0	0	0	0	0
Oksval	54	0	1	0	1	0	0	1	0	1	0	0
Oksval	55	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0
Oksval	56	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Oksval	59	0	1	0	1	0	0	0	0	0	0	0
Oksval	62	0	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0
Urgårdsåsklien	63	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0
Urgårdsåsklien	64	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	1
Urgårdsåsklien	67	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Urgårdsåsklien	68	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Urgårdsåsklien	71	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0
Urgårdsåsklien	72	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0

Lokalitet	Stasjon	Skjellrygg (Polynoidae)	Strandreke (Palaeomon)	Hydroider (Hydroidea)	Strandkrabbe (Carcinus maenas)	Djeveltunge (Grateloupia tamaru)	Japansk sjølyng (Dasysphonia japonica)	Strømgarn (Dasys pedicellata)	Kruslekke (Phyllophora pseudoceramoides)
Volten	1	0	0	0	0	0	0	0	0
Volten	2	0	0	0	0	0	0	0	0
Volten	3	0	0	0	0	0	0	0	0
Volten	4	0	0	0	0	0	0	0	0
Volten	5	0	0	0	0	0	0	0	0
Volten	6	0	0	0	0	0	0	0	0
Volten	7	0	0	0	0	0	0	0	0
Volten	8	0	0	0	0	0	0	0	0
Volten	9	0	0	0	0	0	0	0	0
Fagerstrand	14	0	0	0	0	0	0	0	0
Fagerstrand	16	0	0	0	0	0	0	0	0
Fagerstrand	18	0	0	0	0	0	0	0	0
Fagerstrand	20	1	1	0	0	0	0	0	0
Fagerstrand	22	0	0	0	0	0	0	0	0
Fagerstrand	23	0	0	0	0	0	0	0	0
Fyllinga	25	0	0	0	0	0	0	0	0
Fyllinga	26	0	0	0	0	0	0	0	0
Fyllinga	27	0	0	0	0	0	0	0	0
Fyllinga	28	0	0	0	0	0	0	0	0
Fyllinga	30	0	1	0	0	0	0	0	0
Fyllinga	31	1	0	0	0	0	0	0	0
Steinbygga	33	0	0	0	0	0	0	0	0
Steinbygga	35	0	1	0	0	0	0	0	0
Steinbygga	37	0	1	0	0	0	0	0	0
Steinbygga	38	0	1	0	0	0	0	0	0
Steinbygga	39	0	1	0	0	0	0	0	0
Steinbygga	40	0	1	0	0	0	0	0	0
Steinbygga	42	0	0	0	0	0	0	0	0
Ula	44	0	0	1	1	0	0	0	0
Ula	46	0	0	0	0	0	0	0	0
Ula	47	0	0	0	0	0	0	0	0
Ula	49	0	0	0	0	0	0	0	0
Ula	51	0	1	0	0	0	0	0	0
OKsval	52	0	0	1	0	0	0	0	0
OKsval	54	0	0	1	0	0	0	0	0
OKsval	55	0	0	1	0	0	0	0	0
OKsval	56	0	0	1	0	0	0	0	0
OKsval	59	0	0	1	0	0	0	0	0
OKsval	62	0	0	1	0	0	0	0	0
Urgårdsåskien	63	0	0	0	1	0	0	0	0
Urgårdsåskien	64	0	0	0	0	0	0	0	0
Urgårdsåskien	67	0	1	0	0	0	0	0	0
Urgårdsåskien	68	0	0	0	0	0	0	0	0
Urgårdsåskien	71	0	1	0	0	0	0	0	0
Urgårdsåskien	72	0	0	0	0	0	0	0	0

Lokaltet	Stasjon	Havdun (<i>Pterohammion plumula</i>)	Gaffelgrenet havpyrd (<i>Callihammion corymbosum</i>)	Skulpefang (<i>Halidrys siliquosa</i>)	Tøffelsnepl (<i>Crepidula fornicata</i>)	Sekkydr (Ascidacea)	Kjedekolonisekkydr (<i>Botryllus leachi</i>)	Schlossersekkydr (<i>Botryllus schlosseri</i>)	Sjøhare (<i>Aplysia punctata</i>)
Volten	1	0	0	0	0	0	0	0	0
Volten	2	0	0	0	0	0	0	0	0
Volten	3	0	0	0	0	0	0	0	0
Volten	4	0	0	0	0	0	0	0	0
Volten	5	0	0	0	0	0	0	0	0
Volten	6	0	0	0	0	0	0	0	0
Volten	7	0	0	0	0	0	0	0	0
Volten	8	0	0	0	0	0	0	0	0
Volten	9	0	0	0	0	0	0	0	0
Fagerstrand	14	0	0	0	0	0	0	0	0
Fagerstrand	16	0	0	0	0	0	0	0	0
Fagerstrand	18	0	0	0	0	0	0	0	0
Fagerstrand	20	0	0	0	0	0	0	0	0
Fagerstrand	22	0	0	0	0	0	0	0	0
Fagerstrand	23	0	0	0	0	0	0	0	0
Fagerstrand	25	0	0	0	0	0	0	0	0
Fyllinga	26	0	0	0	0	0	0	0	0
Fyllinga	27	0	0	0	0	0	0	0	0
Fyllinga	28	0	0	0	0	0	0	0	0
Fyllinga	30	0	0	0	0	0	0	0	0
Fyllinga	31	0	0	0	0	0	0	0	0
Steinbygga	33	0	0	0	0	0	0	0	0
Steinbygga	35	0	0	0	0	0	0	0	0
Steinbygga	37	0	0	0	0	0	0	0	0
Steinbygga	38	0	0	0	0	0	0	0	0
Steinbygga	39	0	0	0	0	0	0	0	0
Steinbygga	40	0	0	0	0	0	0	0	0
Steinbygga	42	0	0	0	0	0	0	0	0
Ula	44	0	0	0	0	0	0	0	0
Ula	46	0	0	0	0	0	0	0	0
Ula	47	0	0	0	0	0	0	0	0
Ula	49	0	0	0	0	0	0	0	0
Ula	51	0	0	0	0	0	0	0	0
Okseval	52	0	0	0	0	0	0	0	0
Okseval	54	0	0	0	0	0	0	0	0
Okseval	55	0	0	0	0	0	0	0	0
Okseval	56	0	0	0	0	0	0	0	0
Okseval	59	0	0	0	0	0	0	0	0
Okseval	62	0	0	0	0	0	0	0	0
Utgårdsklien	63	0	0	0	0	0	0	0	0
Utgårdsklien	64	0	0	0	0	0	0	0	0
Utgårdsklien	67	0	0	0	0	0	0	0	0
Utgårdsklien	68	0	0	0	0	0	0	0	0
Utgårdsklien	71	0	0	0	0	0	0	0	0
Utgårdsklien	72	0	0	0	0	0	0	0	0

Lokaltet	Stasjon	Shimakk (Nemertini)	Tangkutting (<i>Gobiosaculus flavescens</i>)	Ferberemark (Polychaeta)	Storstrandengl (<i>Lithorina litorea</i>)	Grønflær (<i>Byopsis plumosa</i>)	Sadekskjell (Anonimidae)	Japanak spøkelseskrøps (<i>Caprella mutica</i>)	Cyanobacteria
Volten	1	0	0	0	0	0	0	0	0
Volten	2	0	0	0	0	0	0	0	0
Volten	3	0	0	0	0	0	0	0	0
Volten	4	0	0	0	0	0	0	0	0
Volten	5	0	0	0	0	0	0	0	0
Volten	6	0	0	0	0	0	0	0	0
Volten	7	0	0	0	0	0	0	0	0
Volten	8	0	0	0	0	0	0	0	0
Volten	9	0	0	0	0	0	0	0	0
Fagerstrand	14	0	0	0	0	0	0	0	0
Fagerstrand	16	0	0	0	0	0	0	0	0
Fagerstrand	18	0	0	0	0	0	0	0	0
Fagerstrand	20	0	0	0	0	0	0	0	0
Fagerstrand	22	0	0	0	0	0	0	0	0
Fagerstrand	23	0	0	0	0	0	0	0	0
Fyllinga	25	0	0	0	0	0	0	0	0
Fyllinga	26	0	0	0	0	0	0	0	0
Fyllinga	27	0	0	0	0	0	0	0	0
Fyllinga	28	0	0	0	0	0	0	0	0
Fyllinga	30	0	0	0	0	0	0	0	0
Fyllinga	31	0	0	0	0	0	0	0	0
Steinhygge	33	0	0	0	0	0	0	0	0
Steinhygge	35	0	0	0	0	0	0	0	0
Steinhygge	37	0	0	0	0	0	0	0	0
Steinhygge	38	0	0	0	0	0	0	0	0
Steinhygge	39	0	0	0	0	0	0	0	0
Steinhygge	40	0	0	0	0	0	0	0	0
Ulla	42	0	0	0	0	0	0	0	0
Ulla	44	0	0	0	0	0	0	0	0
Ulla	46	0	0	0	0	0	0	0	0
Ulla	47	0	0	0	0	0	0	0	0
Ulla	49	0	0	0	0	0	0	0	0
Ulla	51	0	0	0	0	0	0	0	0
Oksval	52	0	0	0	0	0	0	0	0
Oksval	54	0	0	0	0	0	0	0	0
Oksval	55	0	0	0	0	0	0	0	0
Oksval	56	0	0	0	0	0	0	0	0
Oksval	59	0	0	0	0	0	0	0	0
Oksval	62	0	0	0	0	0	0	0	0
Urgeskljen	63	0	0	0	0	0	0	0	0
Urgeskljen	64	0	0	0	0	0	0	0	0
Urgeskljen	67	0	0	0	0	0	0	0	0
Urgeskljen	68	0	0	0	0	0	0	0	0
Urgeskljen	71	0	0	0	0	0	0	0	0
Urgeskljen	72	0	0	0	0	0	0	0	0

Vedlegg III: Artsliste RAS-undersøkelser høst

Tabell II: Artsliste over innsamlede taksa ved RAS-undersøkelser (skrap av brygge-element) høsten 2021, inkludert lokalitet (båthavn) og stasjon. Mengden er bestemt med dekningsgrad 1-4, der 0 er ingen funn. NA betyr tap av skrap ved stasjonen.

Lokalitet	Stasjon	Tarmgrønne (<i>Uva itchenalis</i>)	Havsalat (<i>Uva lactuca</i>)	Chaetomorpha	Grønnoddt (Spongomorpha)	SH Sp. (Ectocarpaceae)	Raddokke (<i>Polysiphonia stricta</i>)	Stilkdokke (<i>Polysiphonia elongata</i>)	Svartdokke (<i>Polysiphonia fucoides</i>)	Vanlig rekekle (<i>Ceramium virgatum</i>)
Vollem	1	0	0	0	0	0	2	0	0	0
Vollem	2	0	0	2	0	0	2	0	0	1
Vollem	3	0	0	0	0	3	2	0	0	0
Vollem	4	0	0	0	0	1	2	0	0	0
Vollem	5	0	0	0	0	1	2	0	0	0
Vollem	6	0	0	0	0	2	2	0	0	0
Vollem	7	0	0	0	0	0	2	0	0	0
Vollem	8	0	0	0	0	0	2	0	0	0
Vollem	9	1	0	0	0	1	2	0	0	0
Fagerstrand	14	0	1	0	0	2	2	0	0	0
Fagerstrand	16	0	1	0	0	0	2	0	0	0
Fagerstrand	18	1	0	0	0	0	2	0	0	0
Fagerstrand	20	0	1	0	0	0	2	0	0	0
Fagerstrand	22	0	0	0	0	0	2	0	0	0
Fagerstrand	23	0	1	0	0	0	2	0	0	0
Fyllinga	25	1	0	0	0	0	2	0	0	0
Fyllinga	26	1	0	0	0	2	2	0	0	0
Fyllinga	27	0	0	0	0	1	2	0	0	0
Fyllinga	28	0	1	1	0	0	2	0	0	0
Fyllinga	30	0	0	0	0	0	2	0	0	0
Fyllinga	31	1	1	0	0	0	2	0	0	0
Steinbrygga	33	1	0	0	0	1	2	0	0	0
Steinbrygga	35	1	0	0	0	1	2	0	0	0
Steinbrygga	37	0	0	1	0	0	2	0	0	0
Steinbrygga	38	1	1	0	0	3	2	0	0	2
Steinbrygga	39	0	0	0	0	0	2	0	0	0
Steinbrygga	40	0	0	0	0	1	2	0	0	0
Ulla	42	0	3	0	0	1	2	1	0	4
Ulla	44	0	0	0	0	0	2	0	0	0
Ulla	46	0	2	0	0	0	2	0	0	0
Ulla	47	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA
Ulla	49	0	2	0	0	0	0	0	0	1
Ulla	51	0	3	0	0	0	3	0	0	0
Oksval	52	0	0	0	0	3	0	0	0	0
Oksval	54	0	0	0	0	0	0	1	0	0
Oksval	55	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA
Oksval	56	0	1	0	0	3	0	0	2	0
Oksval	59	0	1	0	0	3	0	0	4	1
Oksval	62	0	1	0	0	1	0	1	2	1
Urgandsklien	63	0	1	0	0	0	0	0	0	0
Urgandsklien	64	1	0	0	0	0	0	0	1	0
Urgandsklien	67	0	2	0	0	0	1	0	0	0
Urgandsklien	68	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Urgandsklien	71	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Urgandsklien	72	1	1	0	0	0	0	0	1	0

Lokaltet	Stasjon	Tynn rekkeblo (<i>Ceranium tenuicorne</i>)	Krusflik (<i>Chondrus crispus</i>)	Mykt kjerringhar (<i>Desmarestia viridis</i>)	Lodnetraum (<i>Halosiphon tomentosum</i>)	Vanlig brunbånd (<i>Petalonia fasciata</i>)	Sjerts (<i>Ahnfeltia plicata</i>)	Bleretang (<i>Fucus vesiculosus</i>)	Grisetang (<i>Ascophyllum nodosum</i>)
	Vollen 1	0	0	0	0	0	0	0	0
	Vollen 2	0	0	0	0	0	0	1	0
	Vollen 3	0	0	0	0	0	0	1	0
	Vollen 4	0	0	0	0	0	0	0	0
	Vollen 5	0	0	0	0	0	0	0	0
	Vollen 6	0	0	0	0	0	0	0	0
	Vollen 7	0	0	0	0	0	0	0	0
	Vollen 8	0	0	0	0	0	0	0	0
	Vollen 9	0	0	0	0	0	0	0	0
	Fagerstrand 14	1	0	0	0	0	0	0	0
	Fagerstrand 16	0	0	0	0	0	0	0	0
	Fagerstrand 18	0	0	0	0	0	0	0	0
	Fagerstrand 20	0	0	0	0	0	0	0	0
	Fagerstrand 22	1	0	0	0	0	0	0	0
	Fagerstrand 23	0	0	0	0	0	0	0	0
	Fyllinga 25	3	0	0	0	0	0	0	0
	Fyllinga 26	3	0	0	0	0	0	0	0
	Fyllinga 27	1	0	0	0	0	0	0	0
	Fyllinga 28	0	1	0	0	0	0	0	0
	Fyllinga 30	1	0	0	0	0	0	0	0
	Fyllinga 31	3	2	0	0	0	0	1	0
	Steinbygga 33	1	0	0	0	0	0	0	0
	Steinbygga 35	3	0	0	0	0	0	0	0
	Steinbygga 37	2	0	0	0	0	0	0	0
	Steinbygga 38	2	0	0	0	0	0	0	0
	Steinbygga 39	0	0	0	0	0	0	0	0
	Steinbygga 40	1	0	0	0	0	0	0	0
	Steinbygga 42	2	0	0	0	0	0	0	0
	Ula 44	0	0	0	0	0	0	0	0
	Ula 46	1	0	0	0	0	0	0	0
	Ula 47	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA
	Ula 49	1	0	0	0	0	0	1	0
	Ula 51	0	0	0	0	0	0	0	0
	Oksval 52	0	0	0	0	0	0	0	0
	Oksval 54	0	0	0	0	0	0	1	0
	Oksval 55	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA
	Oksval 56	1	0	0	0	0	0	0	0
	Oksval 59	1	0	0	0	0	0	0	0
	Oksval 62	0	0	0	0	0	0	0	0
	Urgadsklien 63	0	0	0	0	0	0	0	0
	Urgadsklien 64	2	0	0	0	0	0	0	0
	Urgadsklien 67	1	0	0	0	0	0	0	0
	Urgadsklien 68	0	0	0	0	0	0	0	0
	Urgadsklien 71	1	0	0	0	0	0	0	0
	Urgadsklien 72	1	0	0	0	0	0	1	0

Stasjon	Sukkertare (<i>Saccharina latissima</i>)	Fingertare (<i>Laminaria digitata</i>)	Stortare (<i>Laminaria hyperborea</i>)	Biskfjell (<i>Mytilus edulis</i>)	Sillbavsosters (<i>Magallana gigas</i>)	Grunnskddyr (<i>Ciona intestinalis</i>)	Kalbrorsormer (<i>Serpulidae</i>)	Trekanntmark (<i>Pomatoceros triquetus</i>)
Volan 1	0	0	0	4	3	1	0	0
Volan 2	0	0	0	2	2	0	1	0
Volan 3	0	0	0	3	2	0	0	1
Volan 4	0	0	0	4	1	0	0	1
Volan 5	0	0	0	3	0	0	0	0
Volan 6	0	0	0	4	1	0	0	1
Volan 7	0	0	0	4	1	0	0	0
Volan 8	0	0	0	2	1	0	0	1
Volan 9	0	0	0	2	2	0	0	0
Fagerstrand 14	0	0	0	3	3	0	1	0
Fagerstrand 16	0	0	0	3	3	0	0	1
Fagerstrand 18	0	0	0	3	2	0	0	1
Fagerstrand 20	0	0	0	4	3	0	0	1
Fagerstrand 22	0	0	0	3	3	0	0	0
Fagerstrand 23	0	0	0	4	0	0	0	1
Fyllinga 25	0	0	0	2	1	0	0	0
Fyllinga 26	0	0	0	2	1	0	0	0
Fyllinga 27	0	0	0	3	2	0	0	0
Fyllinga 28	1	0	0	3	3	0	0	0
Fyllinga 30	0	0	0	4	3	0	0	0
Fyllinga 31	0	0	0	1	2	0	0	0
Steinbygga 33	0	0	0	2	0	0	0	0
Steinbygga 35	0	0	0	2	2	0	0	0
Steinbygga 37	0	0	0	1	1	0	0	0
Steinbygga 38	0	0	0	1	2	0	0	0
Steinbygga 39	0	0	0	1	0	0	0	0
Steinbygga 40	0	0	0	2	1	1	0	0
Steinbygga 42	1	0	0	3	2	0	0	0
Ula 44	3	0	0	3	1	0	0	1
Ula 46	0	0	0	3	1	0	0	0
Ula 47	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA
Ula 49	0	0	0	3	0	0	0	0
Ula 51	2	0	0	1	0	0	0	0
Okseval 52	0	0	0	2	2	2	0	1
Okseval 54	0	0	0	2	1	0	0	1
Okseval 55	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA
Okseval 56	0	0	0	1	1	0	0	0
Okseval 59	0	0	0	1	1	1	0	1
Okseval 62	0	0	0	1	1	2	0	1
Urgårdsåskien 63	0	0	0	0	0	0	0	0
Urgårdsåskien 64	0	0	0	3	2	0	0	0
Urgårdsåskien 67	0	0	0	0	1	0	0	0
Urgårdsåskien 68	0	0	0	4	0	0	0	0
Urgårdsåskien 71	0	0	0	0	1	0	0	0
Urgårdsåskien 72	0	0	0	3	0	0	0	0

Lokalitet	Stasjon	Krikkobolle (Echinoidea)	Neris	Steinborekjeil (<i>Hiatella arctica</i>)	Sjøanemone (Actinaria)	Tanglopper (Amphipoda)	Tanglus (Isopoda)	Kur (Balanidae)	Flatsters (<i>Ostrea edulis</i>)	Vanlig korstroll (<i>Asterias rubens</i>)	Skalhus (Polyscapophora)	Mosdyr (Ectoprocta)
Volan	1	1	1	0	1	0	0	1	0	1	0	0
Volan	2	0	1	0	1	1	1	0	0	0	0	0
Volan	3	1	1	1	1	0	0	0	0	1	0	0
Volan	4	0	1	0	3	0	0	1	0	0	0	0
Volan	5	0	1	0	3	0	0	1	0	0	0	0
Volan	6	1	1	0	3	0	0	0	0	0	0	1
Volan	7	0	1	0	3	0	0	1	0	0	0	0
Volan	8	1	0	0	2	0	0	0	0	0	0	0
Volan	9	0	0	0	2	0	0	0	0	1	0	0
Fagerstrand	14	0	1	1	1	1	1	0	0	0	0	0
Fagerstrand	16	1	1	0	1	1	1	1	0	1	1	0
Fagerstrand	18	0	1	0	1	0	0	1	0	1	0	1
Fagerstrand	20	0	1	0	1	1	1	0	0	1	0	1
Fagerstrand	22	1	1	0	1	0	0	1	0	1	0	0
Fagerstrand	23	0	1	0	0	0	0	1	0	0	0	0
Fagerstrand	25	0	0	0	0	1	0	1	0	0	0	0
Fyllinga	26	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	1
Fyllinga	27	0	1	0	0	0	0	1	0	0	0	0
Fyllinga	28	0	1	0	0	1	1	0	0	0	0	0
Fyllinga	30	0	1	0	1	1	1	1	0	0	0	0
Fyllinga	31	0	0	0	0	1	0	1	0	0	0	0
Steinbygga	33	0	0	0	0	0	1	1	0	0	0	1
Steinbygga	35	0	1	0	0	1	1	1	0	0	0	0
Steinbygga	37	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	1
Steinbygga	38	0	1	0	0	0	1	1	0	0	0	0
Steinbygga	39	0	0	0	0	1	1	1	0	0	0	0
Steinbygga	40	0	1	0	0	1	1	1	0	0	0	0
Ula	42	0	1	0	1	1	1	1	0	1	0	1
Ula	44	0	1	0	1	1	0	0	1	1	0	1
Ula	46	0	1	0	1	1	1	1	0	0	0	1
Ula	47	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA
Ula	49	0	1	0	1	0	0	1	0	1	0	1
Ula	51	0	1	0	1	1	0	0	0	0	0	1
Okseval	52	0	1	0	1	1	1	0	0	1	1	0
Okseval	54	1	1	1	1	0	0	0	0	1	0	0
Okseval	55	NA	NA	1	1	0	0	0	0	1	0	0
Okseval	56	0	1	0	0	1	0	0	0	1	0	0
Okseval	59	0	0	0	3	0	0	0	0	0	0	0
Okseval	62	0	0	0	2	0	0	0	0	1	1	0
Urgårdsklion	63	0	0	0	0	1	0	1	0	0	0	0
Urgårdsklion	64	0	1	0	0	0	0	1	0	0	0	0
Urgårdsklion	67	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0
Urgårdsklion	68	1	1	0	0	0	0	1	0	0	0	0
Urgårdsklion	71	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0
Urgårdsklion	72	0	1	0	0	0	0	1	0	0	0	1

Lokalitet	Stasjon	Skjellrygg (Polynoidae)	Strandreke (Palaeomon)	Hydroider (Hydroidea)	Strandrabbbe (<i>Carcinus maenas</i>)	Djævelunge (<i>Grateloupia turritus</i>)	Japansk sjølyng (<i>Dasycephonia japonica</i>)	Strømgarn (<i>Dasya pedicellata</i>)	Krusbløkke (<i>Phyllophora pseudoceramoides</i>)
Volten	1	0	1	2	1	0	0	0	0
Volten	2	0	1	4	1	0	0	0	0
Volten	3	0	1	0	0	0	0	0	0
Volten	4	1	0	3	0	0	0	0	0
Volten	5	0	1	2	1	0	0	0	0
Volten	6	0	1	2	1	0	0	0	0
Volten	7	1	0	3	1	0	0	0	0
Volten	8	0	1	3	0	0	0	0	0
Volten	9	0	1	2	1	0	0	0	0
Fagerstrand	14	0	1	1	1	0	1	0	0
Fagerstrand	16	0	1	4	0	0	0	0	0
Fagerstrand	18	0	1	3	1	0	0	0	0
Fagerstrand	20	0	1	0	1	0	0	0	0
Fagerstrand	22	0	1	0	1	0	1	0	0
Fagerstrand	23	0	1	3	0	0	0	0	0
Fyllinga	25	1	1	0	0	0	0	0	0
Fyllinga	26	0	0	0	0	0	0	0	0
Fyllinga	27	0	1	0	1	0	0	0	0
Fyllinga	28	0	1	1	0	0	0	0	0
Fyllinga	30	1	0	1	0	0	0	1	0
Fyllinga	31	0	1	1	0	0	0	0	0
Steinbygga	33	0	0	0	0	0	0	0	0
Steinbygga	35	0	0	0	0	1	0	0	0
Steinbygga	37	0	1	0	0	0	0	0	0
Steinbygga	38	0	1	0	1	0	0	0	0
Steinbygga	39	0	1	0	0	0	0	0	0
Steinbygga	40	0	1	1	0	0	0	0	0
Steinbygga	42	0	1	0	0	0	1	0	0
Ulla	44	0	1	0	1	0	0	0	1
Ulla	46	0	1	0	0	1	0	0	0
Ulla	47	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA
Ulla	49	0	1	0	1	2	0	0	0
Ulla	51	0	0	0	1	3	1	0	0
OKesval	52	1	1	2	0	0	0	0	0
OKesval	54	0	1	1	0	0	0	0	0
OKesval	55	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA
OKesval	56	0	1	0	0	0	0	1	0
OKesval	59	0	1	0	0	0	0	0	0
OKesval	62	1	1	0	0	0	0	0	0
Urgårdsåskien	63	0	1	4	0	0	0	0	0
Urgårdsåskien	64	0	1	0	1	0	0	1	0
Urgårdsåskien	67	0	1	0	0	0	0	1	0
Urgårdsåskien	68	0	1	0	0	0	0	0	0
Urgårdsåskien	71	0	1	0	0	0	0	0	0
Urgårdsåskien	72	0	1	3	1	0	0	0	0

Lokaltiet	Stasjon	Havdun (<i>Pterohammion plumula</i>)	Gaffelgrenet havpyrd (<i>Callinhamion corymbosum</i>)	Skulpefang (<i>Halidrys siliquosa</i>)	Tøffelsnepl (<i>Crepidula fornicata</i>)	Sekkydr (Ascidacea)	Kjedekolonisekkydr (<i>Botryllus leachi</i>)	Schlossersekkydr (<i>Botryllus schlosseri</i>)	Sjøhare (<i>Aplysia punctata</i>)
Volten	1	0	0	0	0	2	0	0	0
Volten	2	0	1	0	0	2	0	0	0
Volten	3	0	0	0	0	2	0	0	0
Volten	4	0	1	0	0	3	0	0	0
Volten	5	0	0	0	0	4	0	1	0
Volten	6	0	0	0	0	2	0	0	0
Volten	7	0	0	0	0	3	0	0	0
Volten	8	0	1	0	0	3	0	0	0
Volten	9	0	1	0	0	1	0	0	0
Fagerstrand	14	1	1	0	0	0	0	0	0
Fagerstrand	16	0	0	0	0	2	0	0	0
Fagerstrand	18	0	0	0	0	0	0	0	0
Fagerstrand	20	0	0	0	0	0	0	0	0
Fagerstrand	22	0	0	0	0	1	0	0	0
Fagerstrand	23	0	2	0	0	2	0	0	0
Fyllinga	25	0	0	0	0	0	0	0	0
Fyllinga	26	0	0	0	0	0	0	0	0
Fyllinga	27	0	1	0	0	0	0	0	0
Fyllinga	28	0	0	0	0	0	0	0	0
Fyllinga	30	0	0	0	0	0	0	0	0
Fyllinga	31	0	0	0	0	0	0	0	0
Steinbygga	33	0	0	0	0	0	1	1	0
Steinbygga	35	1	1	0	0	0	0	0	0
Steinbygga	37	0	0	0	0	0	0	1	0
Steinbygga	38	0	1	0	0	0	0	0	0
Steinbygga	39	0	1	0	0	0	0	1	0
Steinbygga	40	3	0	0	0	0	0	0	0
Steinbygga	42	0	0	1	1	0	0	0	1
Ula	44	0	0	0	1	2	0	0	0
Ula	46	1	0	0	0	2	0	0	0
Ula	47	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA
Ula	49	0	1	0	0	0	0	0	0
Ula	51	0	0	1	0	0	0	0	0
Øksval	52	0	0	0	0	0	0	0	0
Øksval	54	0	1	0	0	2	0	0	0
Øksval	55	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA
Øksval	56	0	1	0	0	0	0	0	0
Øksval	59	0	1	0	0	0	0	0	0
Øksval	62	0	1	0	0	0	0	0	0
Utgårdsklien	63	0	0	0	0	0	0	0	0
Utgårdsklien	64	2	0	0	0	0	0	0	0
Utgårdsklien	67	0	0	0	0	0	0	0	0
Utgårdsklien	68	1	0	0	0	0	0	0	0
Utgårdsklien	71	0	0	0	0	0	0	0	0
Utgårdsklien	72	1	1	0	0	0	0	0	0

Lokaltet	Stasjon	Shimakk (Nemertini)	Tangkutting (<i>Gobiacidus flavescens</i>)	Ferbersemak (Polychaeta)	Storstrandnegl (<i>Lithorina litorea</i>)	Grønflær (<i>Byopsis plumosa</i>)	Sadekskjell (Anonimidae)	Japanak spøkelseskrøps (<i>Caprella mutica</i>)	Cyanobacteria
Volten	1	0	0	0	0	0	0	0	0
Volten	2	0	0	0	0	0	0	0	0
Volten	3	0	0	0	0	0	0	0	0
Volten	4	0	0	0	0	0	0	0	0
Volten	5	0	0	0	0	0	0	1	0
Volten	6	0	0	0	0	0	0	0	0
Volten	7	0	0	0	0	0	0	0	0
Volten	8	0	0	0	0	0	1	0	0
Volten	9	0	0	0	0	0	0	0	0
Fagerstrand	14	0	0	0	0	0	0	0	0
Fagerstrand	16	1	0	0	0	0	0	0	0
Fagerstrand	18	0	1	0	0	0	0	0	1
Fagerstrand	20	1	0	0	0	0	0	0	0
Fagerstrand	22	0	0	0	0	0	0	0	0
Fagerstrand	23	1	0	0	0	0	0	0	0
Fagerstrand	25	0	0	0	0	0	0	0	0
Fyllinga	26	0	0	0	0	0	0	0	0
Fyllinga	27	0	0	0	0	0	0	0	0
Fyllinga	28	1	0	0	0	0	0	1	0
Fyllinga	30	1	0	0	0	0	0	0	0
Fyllinga	31	0	0	0	0	0	0	0	0
Steinbygga	33	0	0	0	0	0	0	0	0
Steinbygga	35	0	0	0	0	0	0	0	0
Steinbygga	37	0	0	0	0	0	0	0	0
Steinbygga	38	1	0	0	0	0	0	0	0
Steinbygga	39	0	0	0	0	0	0	0	0
Steinbygga	40	0	0	0	1	0	0	0	0
Ulla	42	0	0	0	0	0	0	0	0
Ulla	44	0	0	0	0	0	0	0	0
Ulla	46	0	0	0	0	0	0	0	0
Ulla	47	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA
Ulla	49	0	0	0	0	0	0	0	0
Ulla	51	0	0	0	0	0	0	0	0
Oksval	52	0	0	0	0	0	0	0	0
Oksval	54	1	0	1	1	0	0	0	0
Oksval	55	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA
Oksval	56	0	0	0	0	0	0	0	0
Oksval	59	0	0	0	0	0	0	0	0
Oksval	62	0	0	0	0	0	0	0	0
Urgensklien	63	0	0	0	0	1	0	0	0
Urgensklien	64	0	0	0	0	0	0	0	4
Urgensklien	67	0	0	0	0	0	0	0	3
Urgensklien	68	1	0	0	0	0	0	0	0
Urgensklien	71	0	0	0	0	0	0	0	4
Urgensklien	72	1	0	0	0	0	0	0	0

Vedlegg IV: Artsliste faunafeller vår

Tabell III: Artsliste over innsamlede taksa ved naturlige faunafeller våren 2021, inkludert lokalitet (båthavn) og stasjon. NA betyr tap av faunafeller ved stasjonen. Artslisten inneholder antallet individer av hver taksa.

Lokalitet	Stasjon	Amfipoder (Amphipoda)	Isopoder (Isopoda)	Japansk spøkelseskreps (<i>Caprellia Mutica</i>)	Strandreke (Palaeomon)	Stankelbeinkrabbe (<i>Macropodia rostrata</i>)	Flerbørstemark (Polychaeta)	Krøklebolle (Echinoidea)
Vollen	10	1	0	0	0	0	0	0
Vollen	11	1	0	0	0	0	0	0
Vollen	12	1	0	0	0	0	0	0
Vollen	13	1	0	0	0	0	0	0
Fagerstrand	15	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA
Fagerstrand	19	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA
Fagerstrand	21	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA
Fagerstrand	24	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA
Fyllinga	26	29	0	0	0	0	0	0
Fyllinga	28	39	0	0	0	0	0	0
Fyllinga	29	12	0	0	0	0	0	0
Fyllinga	32	11	0	0	0	0	0	0
Steinbrygga	34	5	0	0	0	0	0	0
Steinbrygga	36	76	0	0	1	0	12	0
Steinbrygga	76	4	0	0	0	0	0	0
Steinbrygga	41	9	0	0	0	0	10	0
Lila	43	106	0	1	0	0	0	0
Lila	45	31	0	0	0	0	0	0
Lila	48	17	0	0	0	0	1	0
Lila	50	1	0	0	0	0	0	0
OKsval	53	0	0	0	1	0	0	0
OKsval	55	0	0	0	0	0	0	0
OKsval	58	1	0	0	0	0	0	0
OKsval	61	3	0	0	0	0	0	0
Utgårdskillen	66	12	0	0	0	0	0	0
Utgårdskillen	69	9	0	0	0	0	2	0
Utgårdskillen	70	55	0	0	0	0	2	0
Utgårdskillen	74	33	1	0	0	0	1	0

Lokalitet	Stasjon	Pungreker (Mysidaceae)	Strandkrabbe (<i>Corcinus maenas</i>)	Vanlig korstroll (<i>Asterios rubens</i>)	Blåkjell (<i>Mytilus edulis</i>)	Tangkutting (<i>Gobiusculus flavescens</i>)	Storstrandsnegl (<i>Littorina littorea</i>)	Skjellrygg (Polynoidae)	Ugent juvenil
Vollen	10	0	0	0	0	0	0	0	265
Vollen	11	0	0	0	0	0	0	0	131
Vollen	12	0	0	0	0	0	0	0	174
Vollen	13	0	0	0	0	0	0	0	142
Fagerstrand	15	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA
Fagerstrand	19	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA
Fagerstrand	21	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA
Fagerstrand	24	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA
Fyllinga	26	0	0	0	2	0	0	0	189
Fyllinga	28	0	0	0	0	0	0	0	141
Fyllinga	29	0	0	0	0	0	0	0	162
Fyllinga	32	0	0	0	1	0	0	0	136
Steinbrygga	34	0	0	0	0	0	0	0	28
Steinbrygga	36	2	0	0	2	0	1	0	129
Steinbrygga	76	0	0	0	0	0	0	0	22
Steinbrygga	41	0	0	0	0	0	0	0	45
Ulla	43	0	0	0	1	0	0	0	82
Ulla	45	0	0	0	0	0	0	0	85
Ulla	48	0	0	0	0	0	0	0	114
Ulla	50	0	0	0	0	0	0	0	118
Øksval	53	0	0	0	0	0	0	0	26
Øksval	55	0	0	0	0	0	0	0	47
Øksval	58	0	0	0	0	0	0	0	17
Øksval	61	0	0	0	0	0	0	0	43
Utgårdskillen	66	0	0	0	0	0	0	0	36
Utgårdskillen	69	0	0	0	0	0	0	0	200
Utgårdskillen	70	0	0	0	0	0	0	0	36
Utgårdskillen	74	0	0	0	0	0	0	0	155

Vedlegg V: Artsliste faunafeller sommer

Tabell IV: Artsliste over innsamlede taksa ved naturlige faunafeller sommeren 2021, inkludert lokalitet (båthavn) og stasjon. NA betyr tap av faunafeller ved stasjonen. Artslisten inneholder antallet individer av hver taksa.

Lokalitet	Stasjon	Amfipoder (Amphipoda)	Isopoder (Isopoda)	Japansk spøkelseskreps (<i>Caprella Mutica</i>)	Strandreke (Palaeomon)	Stankelbeinkrabbe (<i>Macropodia rostrata</i>)	Flerbørstemark (Polychaeta)	Kråkebolle (Echinoidea)
Vollen	10	46	0	1	1	1	3	0
Vollen	11	34	0	0	9	0	4	0
Vollen	12	18	0	0	4	0	0	0
Vollen	13	102	0	1	5	0	2	0
Fagerstrand	15	42	0	0	13	0	12	1
Fagerstrand	19	34	0	0	19	1	7	0
Fagerstrand	21	44	0	1	4	0	8	0
Fagerstrand	24	62	0	0	2	0	0	0
Fyllinga	26	388	0	0	0	0	11	0
Fyllinga	28	624	0	2	1	0	9	0
Fyllinga	29	190	0	0	0	0	16	0
Fyllinga	32	244	0	0	0	0	43	0
Steinbrygga	34	37	0	0	0	0	8	0
Steinbrygga	36	163	0	0	0	0	33	0
Steinbrygga	76	562	0	0	0	0	20	0
Steinbrygga	41	360	0	0	0	0	5	0
Ulla	43	500	0	78	1	0	32	0
Ulla	45	120	0	0	17	0	3	0
Ulla	48	171	0	2	0	0	11	0
Ulla	50	157	0	3	1	0	6	0
OKsval	53	17	0	0	1	0	4	0
OKsval	55	504	0	493	1	0	2	0
OKsval	58	84	0	0	0	0	4	0
OKsval	61	235	0	2	3	0	2	0
Utgårdsklien	66	2400	0	0	6	0	92	0
Utgårdsklien	69	1200	0	0	0	0	83	0
Utgårdsklien	70	2600	0	0	2	0	32	0
Utgårdsklien	74	1140	0	0	0	0	134	0

Lokalitet	Stasjon	Pungreker (Mysidacea)	Strandkrabbe (<i>Carcinus maenas</i>)	Vanlig korstroll (<i>Asterias rubens</i>)	Blåskjell (<i>Mytilus edulis</i>)	Tangkauting (<i>Gobiusculus flavescens</i>)	Storstrandsnegl (<i>Littorina littorea</i>)	Skjellrygg (Polynoidae)	Ukjent juvenil
Vollen	10	0	2	1	37	0	0	0	0
Vollen	11	0	1	0	6	0	1	0	0
Vollen	12	0	0	0	0	0	0	0	0
Vollen	13	0	0	0	3	0	0	0	0
Fagerstrand	15	0	0	0	106	0	0	0	0
Fagerstrand	19	0	1	0	10	0	0	0	0
Fagerstrand	21	0	2	0	448	0	0	0	0
Fagerstrand	24	0	1	0	3	0	0	0	0
Fyllinga	26	0	0	0	3	0	0	0	0
Fyllinga	28	0	0	0	0	0	0	0	0
Fyllinga	29	0	0	0	4	0	0	0	0
Fyllinga	32	0	0	0	9	0	0	0	0
Steinbrygga	34	0	0	0	6	0	14	0	0
Steinbrygga	36	0	1	0	77	0	0	0	0
Steinbrygga	76	1	0	0	56	0	0	0	0
Steinbrygga	41	0	0	0	56	0	0	0	0
Ulla	43	0	2	0	38	0	4	0	0
Ulla	45	0	9	3	1	0	3	0	0
Ulla	48	0	2	0	17	0	3	0	0
Ulla	50	0	2	2	245	0	3	0	0
Øksval	53	0	0	1	8	0	4	0	0
Øksval	55	0	2	0	3152	0	0	0	0
Øksval	58	0	0	0	148	4	0	0	0
Øksval	61	0	1	0	92	0	0	0	0
Utgårdskillen	66	2	0	0	1	0	0	0	0
Utgårdskillen	69	0	0	0	2	0	0	0	0
Utgårdskillen	70	0	2	0	2	0	0	0	0
Utgårdskillen	74	0	0	0	0	0	0	0	0

Vedlegg VI: Artsliste faunafeller høst

Tabell V: Artsliste over innsamlede taksa ved naturlige faunafeller høsten 2021, inkludert lokalitet (båthavn) og stasjon. NA betyr tap av faunafeller ved stasjonen. Artslisten inneholder antallet individer av hver taksa.

Lokalitet	Stasjon	Amfipoder (Amphipoda)	Isopoder (Isopoda)	Japanisk spøkelseskreps (<i>Caprella Mutica</i>)	Strandreke (Palaemon)	Stankelbeinskrabbe (<i>Macropodia rostrata</i>)	Flerbørstemark (Polychaeta)	Kråkebolle (Echinoidea)
Vollen	10	18	1	0	1	0	1	0
Vollen	11	6	0	0	0	0	2	0
Vollen	12	7	0	0	0	0	1	0
Vollen	13	5	0	0	3	0	0	0
Fagerstrand	15	13	0	0	2	0	1	0
Fagerstrand	19	4	0	0	0	0	2	0
Fagerstrand	21	2	0	0	0	0	3	0
Fagerstrand	24	7	0	0	0	0	0	0
Fyllinga	26	285	0	0	0	0	0	0
Fyllinga	28	179	0	0	0	0	0	0
Fyllinga	29	51	0	0	0	0	0	0
Fyllinga	32	88	0	0	0	0	0	0
Steinbygga	34	7	0	0	0	0	0	0
Steinbygga	36	175	0	0	6	0	0	0
Steinbygga	76	23	0	0	0	0	0	0
Steinbygga	41	64	0	0	3	0	0	0
Ula	43	90	1	0	0	0	3	0
Ula	45	75	3	0	2	0	0	0
Ula	48	29	0	1	0	0	0	0
Ula	50	9	0	0	0	0	0	0
OKsval	53	0	0	0	12	0	0	0
OKsval	55	11	0	51	0	0	1	0
OKsval	58	50	0	0	4	0	2	0
OKsval	61	7	0	0	2	0	0	0
Utgårdskilen	66	208	0	0	0	0	0	0
Utgårdskilen	69	115	0	0	1	0	0	0
Utgårdskilen	70	288	3	0	0	0	0	0
Utgårdskilen	74	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA

Lokalitet	Stasjon	Pungreker (Mysidacea)	Strandkrabbe (<i>Carcinus maenas</i>)	Vanlig korstroll (<i>Asterias rubens</i>)	Blåskjell (<i>Mytilus edulis</i>)	Tangkutting (<i>Gobiusculus flavescens</i>)	Storstrandsnegl (<i>Littorina littorea</i>)	Skjellrygg (Polynoidae)	Ukjent juvenil
Vollen	10	0	0	0	3	0	0	0	0
Vollen	11	0	0	0	3	2	0	0	0
Vollen	12	0	0	0	21	0	0	0	0
Vollen	13	0	0	0	7	1	0	0	0
Fagerstrand	15	0	0	0	5	0	0	0	0
Fagerstrand	19	0	0	0	0	0	0	0	0
Fagerstrand	21	0	0	0	7	0	0	0	0
Fagerstrand	24	0	0	0	1	1	0	0	0
Fyllinga	26	0	0	0	3	0	2	0	0
Fyllinga	28	0	0	0	3	0	0	0	0
Fyllinga	29	0	0	0	0	0	0	0	0
Fyllinga	32	0	0	0	18	0	1	0	0
Steinbrygga	34	0	0	0	6	0	0	0	0
Steinbrygga	36	0	1	0	8	1	3	0	0
Steinbrygga	76	0	0	0	12	0	0	0	0
Steinbrygga	41	0	1	0	0	0	0	0	0
Ulla	43	0	0	0	3	0	0	1	0
Ulla	45	0	0	0	0	0	0	0	0
Ulla	48	0	0	0	5	0	0	0	0
Ulla	50	0	0	0	10	0	0	1	0
OKsval	53	0	0	0	14	0	0	0	0
OKsval	55	0	0	0	145	0	0	0	0
OKsval	58	0	0	0	33	0	0	0	0
OKsval	61	0	0	0	14	0	0	0	0
Utgårdskillen	66	0	0	0	0	0	0	0	0
Utgårdskillen	69	0	0	0	0	0	0	0	0
Utgårdskillen	70	0	0	0	0	0	0	0	0
Utgårdskillen	74	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA

Vedlegg VII: Artsliste naturlig og syntetisk tau

Tabell VI: Funn av taksa og antall individer i naturlig og syntetisk faunafelle høsten 2021, inkludert lokaliteter og stasjoner.

Lokalitet	Steinbrygga		Fyllinga		Ula		Utgårdskilen		Vollen		Fagerstrand		Oksval	
	Naturlig	Syntetisk	Naturlig	Syntetisk	Naturlig	Syntetisk	Naturlig	Syntetisk	Naturlig	Syntetisk	Naturlig	Syntetisk	Naturlig	Syntetisk
Stasjon	36	36	32	32	43	43	66	66	10	10	21	21	55	55
Amfipoder (Amphipoda)	175	25	88	56	90	44	208	78	18	5	2	2	11	3
Isopoder (Isopoda)	0	0	0	0	1	0	0	1	1	0	0	1	0	0
Japansk spøkelseskreps (<i>Caprella Mutica</i>)	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	5
Strandreke (<i>Palaemon</i>)	0	4	0	0	0	0	0	1	0	2	0	0	51	0
Stankelbeinskrabbe (<i>Macropodia rostrata</i>)	6	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0
Flerbørstemark (<i>Polychaeta</i>)	1	0	0	0	0	1	0	2	0	0	0	1	0	0
Kråkebolle (<i>Echinoidea</i>)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Pungreker (<i>Mysidacea</i>)	0	0	0	0	3	0	0	0	1	0	3	0	1	0
Strandkrabbe (<i>Carcinus maenas</i>)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Vanlig korstroll (<i>Asterias rubens</i>)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Blåskjell (<i>Mytilus edulis</i>)	8	5	18	2	3	3	0	0	3	3	7	0	145	84
Tangkutling (<i>Gobiusculus flavescens</i>)	1	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0
Storstrandsnegl (<i>Littorina littorea</i>)	3	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Skjellrygg (<i>Polynoidae</i>)	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Sandpyntekrabbe (<i>Hyas araneus</i>)	0	0	0	0	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0

Vedlegg VIII: Faunafelle stasjoner

Tabell VII: Oversikt over lokaliteter (båthavner) og stasjoner for faunafeller, inkludert GPS-posisjon for hver stasjon og den beregnede avstanden som tilhører.

Lokalitet	Stasjon	X-koordinat	Y-koordinat	Avstand [m]
Vollen	10	10,4894420	59,8110150	212,4
Vollen	11	10,4886720	59,8107350	161,4
Vollen	12	10,4879000	59,8104570	106,8
Vollen	13	10,4866510	59,8101210	27,4
Fagerstrand	15	10,5882280	59,7318010	38,5
Fagerstrand	19	10,5862020	59,7327310	13
Fagerstrand	21	10,5885120	59,7322850	85,9
Fagerstrand	24	10,5873460	59,7331110	52,8
Fyllinga	26	10,4953600	59,4176300	48,9
Fyllinga	28	10,4962760	59,4173040	108,3
Fyllinga	29	10,4959450	59,4168950	135,9
Fyllinga	32	10,4971280	59,4164880	213,4
Steinbrygga	34	10,4701910	59,3786560	5
Steinbrygga	36	10,4713870	59,3778920	114,3
Steinbrygga	76	10,4694000	59,3782630	5
Steinbrygga	41	10,4705600	59,3775280	110,1
Ula	43	10,1841040	59,0236530	43
Ula	45	10,1839830	59,0240990	30,1
Ula	48	10,1843200	59,0244900	35,5
Ula	50	10,1845570	59,0245880	39,5
Oksval	53	10,6713510	59,8645060	239,6
Oksval	55	10,6738720	59,8635170	179,2
Oksval	58	10,6721360	59,8634090	120
Oksval	61	10,6713790	59,8627000	40,7
Utgårdskilen	66	10,8765310	59,0797360	53,5
Utgårdskilen	69	10,8765750	59,0793330	95,9
Utgårdskilen	70	10,8757610	59,0795930	64,8
Utgårdskilen	74	10,8760750	59,0792170	104,3

Vedlegg IX: RAS stasjoner

Tabell VIII: Oversikt over lokaliteter (båthavner) og stasjoner for RAS-undersøkelser, inkludert GPS-posisjon for hver stasjon og den beregnet avstanden som tilhører.

Lokalitet	Stasjon	X-koordinat	Y-koordinat	Avstand [m]
Vollen	1	10,4887510	59,8106980	162,5
Vollen	2	10,4894610	59,8101070	158
Vollen	3	10,4897170	59,8097770	140,3
Vollen	4	10,4879110	59,8104570	107,4
Vollen	5	10,4883290	59,8101250	106,7
Vollen	6	10,4887310	59,8098230	102,6
Vollen	7	10,4873070	59,8103130	69,4
Vollen	8	10,4877460	59,8099420	68,2
Vollen	9	10,4881860	59,8096580	69
Fagerstrand	14	10,5881520	59,7318110	36,2
Fagerstrand	16	10,5871390	59,7322900	24,4
Fagerstrand	18	10,5862240	59,7327240	12,9
Fagerstrand	20	10,5868910	59,7334490	13
Fagerstrand	22	10,5886610	59,7322670	91,2
Fagerstrand	23	10,5873480	59,7326620	60,6
Fyllinga	25	10,4946340	59,4173280	57,2
Fyllinga	26	10,4953600	59,4176300	48,9
Fyllinga	27	10,4951610	59,4169880	105,4
Fyllinga	28	10,4962760	59,4173040	108,3
Fyllinga	30	10,4959490	59,4161860	205,6
Fyllinga	31	10,4971260	59,4164800	212,7
Steinbrygga	33	10,4703100	59,3786050	14,2
Steinbrygga	35	10,4714080	59,3778830	115,8
Steinbrygga	37	10,4698200	59,3784020	11,5
Steinbrygga	38	10,4708830	59,3777260	108,1
Steinbrygga	39	10,4694280	59,3782600	6,5
Steinbrygga	40	10,4705320	59,3775130	110,4
Ula	42	10,1840280	59,0236620	38,6
Ula	44	10,1835270	59,0237090	9,6
Ula	46	10,1843030	59,0244650	36,3
Ula	47	10,1843290	59,0245290	33,5
Ula	49	10,1845380	59,0245910	39
Ula	51	10,1844720	59,0248280	12,5
Oksval	52	10,6714110	59,8645120	240,1
Oksval	54	10,6739280	59,8636400	191,3
Oksval	55	10,6738720	59,8635170	179,2
Oksval	56	10,6714560	59,8636310	141,9
Oksval	59	10,6713880	59,8627060	41,1
Oksval	62	10,6718160	59,8625530	23,3
Utgårdskilen	63	10,8764050	59,0799800	27,3
Utgårdskilen	64	10,8767520	59,0795670	76,2
Utgårdskilen	67	10,8759780	59,0798790	31
Utgårdskilen	68	10,8764610	59,0793580	91,4
Utgårdskilen	71	10,8759110	59,0795530	67,5
Utgårdskilen	72	10,8760240	59,0792370	102,1