

Marin forsøpling i norske fylker

Mengder, sammensetning, kilder og
veivalg videre i forvaltningsøyemed

Sluttrapport for prosjekt Kvantestrang



SALT RAPPORT 1060 - MARS 2022

Marin forsøpling i norske fylker

Mengder, sammensetning, kilder og veivalg videre i forvaltningsøyemed
Sluttrapport for prosjekt Kvantesperang.

SALT rapport nr.:

1060

Dato:

01.03.2022

Prosjektleder:

Carl Højman (carl@salt.nu)

Hovedforfatter:

Marthe Larsen Haarr

Medforfattere:

Carl Højman, Kine Martinussen (Hold Norge Rent), Jakob Bonnevie Cyvin, Vilde Sørnes Solbakken, Rui Pires, Jannike Falk-Andersson

Bidragstere i gjennomføring av prosjektet:

Sari Cunningham & Malin Stapnes Dahl (Hold Norge Rent), Georgios Fylakis (GRID-Arendal), Michael Pantalos, Malin Jacob, Helene Skjeie Thorstensen, Tora Drægner, Benedikte Farstad Nashoug, Fredrik Johannessen. Takk også til de som stilt fra referansegruppen (Handelens Miljøfond, Statsforvalteren i Troms og Finnmark, Miljødirektoratet, Oslo kommune). Og ikke minst takk til alle kollegaer i SALT som har stilt i felt!

Kvalitetskontroll:

Kjersti Eline Busch

Forsidebilde:

Espen Mortensen

Korrekt referanse:

SALT. 2022. Mengder, sammensetning, kilder og veivalg videre i forvaltningsøyemed – Sluttrapport for prosjekt Kvantesperang. SALT rapport nr. 1060

Finansiert av:



© SALT Lofoten AS, Rapporten kan kun kopieres i sin helhet.
Kopiering av deler av rapporten eller gjengivelse på annen måte er kun tillatt etter skriftlig samtykke fra SALT.

Kort om rapporten

Rapporten er sluttresultatet av prosjekt Kvantestprang som gjennomførts i perioden 2019-2022 med finansiering av Handelens Miljøfond. Rapporten gir føringer for overvåking av strandet marin forspøpling i Norge og gir veiledning til forvaltning for utforming av indikatorer. Arbeidet er grunnet på innsamlet feltdata for strandet marin forspøpling fra regionene Indre Oslofjord, Agder, Møre og Romsdal, Troms og Finnmark, og analyse av folkeforskningsdata fra strandryddeaksjoner i perioden 2015-2019.

Innhold

| | |
|---|------------|
| Sammendrag | 6 |
| Søppelmengder | 8 |
| Kilder og sammensetning av marin forsøpling | 9 |
| Anbefalinger for fremtidig overvåking | 9 |
| 1. Introduksjon | 12 |
| 1.1 Marin forsøpling: et økende globalt problem | 12 |
| 1.2 Forvaltning av marin forsøpling i Norge..... | 13 |
| 1.3 Ytterligere datainnsamling på strandsøppel i Norge i dag..... | 16 |
| 1.3.1 Frivillig opprydding og folkeforskning | 16 |
| 1.3.2 Datafangst fra profesjonell rydding..... | 17 |
| 1.3.3 Datafangst fra forskning | 17 |
| 1.4 Prosjektets formål..... | 18 |
| 2. Datainnsamling og metode | 20 |
| 2.1 Folkeforskningsdata fra strandrydding | 20 |
| 2.1.1 Beskrivelse av datasettet..... | 20 |
| 2.1.2 Vasking av datasettet før analyser | 21 |
| 2.1.3 Statistiske analyser..... | 22 |
| 2.2 Kvantitativ kartlegging av strandsøppel..... | 23 |
| 2.2.1 Studiedesign | 23 |
| 2.2.2 Datainnsamling..... | 25 |
| 2.2.3 Statistiske analyser..... | 28 |
| 2.3 Strandsøppel Dypdykk | 30 |
| 2.3.1 Studiedesign - søppelinnsamling..... | 30 |
| 2.3.2 Studiedesign – søppelkategorier analysert | 31 |
| 2.3.3 Datainnsamling og -analyse | 34 |
| 2.4 Spørreundersøkelse til forvaltningen..... | 36 |
| 3. Resultater | 38 |
| 3.1 Første innblikk | 38 |
| 3.2 Resultater per fylke..... | 42 |
| 3.2.1 Indre Oslofjord | 42 |
| 3.2.2 Agder | 50 |
| 3.2.3 Møre og Romsdal | 59 |
| 3.2.4 Troms og Finnmark | 67 |
| 3.3 Geografisk variasjon i søppeltetthet | 79 |
| 4. Anbefalinger for tiltak og overvåking | 83 |
| 4.1 Forvaltningens behov | 83 |
| 4.2 Kunnskapsstatus i dag | 87 |
| 4.2.1 Søppelmengder langs Norges kyst | 87 |
| 4.2.2 Kilder til marin forsøpling i Norge | 91 |
| 4.3 Hvordan sikre tilstrekkelig datakvalitet og nytteverdi..... | 96 |
| 4.3.1 Generelle krav for robust studiedesign og høy datakvalitet..... | 96 |
| 4.3.2 Kvalitetssikring av folkeforsknings- og andre ryddedata | 101 |
| 4.4 Hvordan besvare relevante spørsmål..... | 108 |
| 4.4.1 Folkeforskningens mulige bidrag | 108 |
| 4.4.2 Tilleggsstudier: kilder | 110 |
| 4.4.3 Tilleggsstudier: mengde og fordeling..... | 112 |
| 4.4.4 Øvrige kunnskapshull | 115 |
| 4.5 Anbefalinger for overvåking..... | 116 |
| 4.5.1 Målet med overvåking | 116 |
| 4.5.2 Mulige indikatorer | 117 |
| 4.5.3 Praktisk gjennomføring og studiedesign..... | 123 |
| Veien videre | 127 |
| Referanser | 128 |

«Kunnskap og overvåkning er avgjørende for å bekjempe forsøpling som miljøproblem. Gjennom Kvantestprang belyser SALT og Hold Norge Rent hvordan samspill mellom metoder kan gi oss kunnskapen og verktøyene som trengs, og hva som mangler. Folkeforskning har vært en avgjørende kunnskapskilde i Norge, og denne rapporten viser oss at data fra frivillig opprydding er verdifull og kan bli en enda viktigere kilde til kunnskap i fremtiden med enkelte justeringer.»

— LISE GULBRANSEN, DAGLIG LEDER, HOLD NORGE RENT

«Gjennom utallige arbeidsdager i felt, statistisk analyse av et enormt datasett samlet inn av frivillige strandryddere og detaljerte studier av søppelgjenstander på norske strender, har vi nå tatt et *kvantesprang* framover. Vi har lært at det er store forskjeller i mengder og sammensetning av søppel i ulike deler av Norge. Vi har identifisert hvilke gjenstander som utgjør den største delen av strandsøppelet og vi har kommet et stort steg videre i å finne gode metoder for å måle endringer i marin forsøpling over tid og rom.

Solid kunnskap om marin forsøpling er avgjørende for å sette inn de riktige tiltakene og å måle effekten av disse. Vi håper at kunnskapen fra dette prosjektet blir tatt i bruk av myndigheter, forskere, bedrifter og strandryddere. Sammen kan vi hindre ny plast i å komme på avveie og rydde opp den søpla som allerede har endt opp i havet og på strendene våre. Med gode målemetoder vil vi forhåpentligvis observere at mengdene marin forsøpling blir mindre og mindre for hvert år!»

— KJERSTI ELINE T. BUSCH, DAGLIG LEDER, SALT

Sammendrag

Marin forsøpling i norske fylker – Mengder, sammensetning, kilder og veivalg videre i forvaltningsøyemed – Sluttrapport for prosjekt Kvantesperang.

Marin forsøpling i Norge mangler en helhetlig tilnærming til kvantifisering av søppelmengder og kildeidentifisering, samt en god forståelse av kravene til et funksjonelt overvåkingsprogram. Formålet med prosjektet var derfor å ta et Kvantesperang på veien til et slikt overvåkingsprogram ved å danne et mer helhetlig blikk på marin forsøpling langs kysten¹ i utvalgte fylker.

Ved bruk av tre ulike metoder beskriver vi marin forsøpling i Troms og Finnmark, Møre og Romsdal, Agder og Indre Oslofjord:

- (1) Analyse av folkeforskningsdata fra strandrydding i perioden 2015-2019
- (2) Innsamling av randomiserte og representative kvantitative data fra 296 strender à 100 m
- (3) Dybdeanalyser av søppel for å identifisere kilder, såkalte «dypdykk»

Rapporten beskriver hvordan disse metodene og funnene kan brukes som verktøy i forvaltningsøyemed, og om de er egnet som utgangspunkt for indikatorer som kan overvåke og informere forebyggende tiltak mot marin forsøpling over tid.

Samlet har dette gitt oss et datagrunnlag som har gjort det mulig å beskrive den marine forsøplingen i ulike deler av landet med langt større presisjon enn tidligere studier har kunnet gjøre. Basert på statiske analyser av de ulike datasettene har vi utviklet forslag til mulige indikatorer som kan benyttes i framtidig overvåkning av marin forsøpling.

Data innsamlet og analysert i prosjektet peker på følgende hovedtrekk skissert nedenfor. Noter at datagrunnlaget er komplekst og enkelte nøkkeltall bør tolkes ut fra detaljert beskrivelse gitt i rapportens enkelte kapitler.

¹ Forsøpling på havbunn eller i vannmassene ikke er analysert for å opprettholde nødvendige avgrensinger.



Søppelmengder

- EU anbefaler at minst 50 % av strender skal ha < 20 gjenstander per 100 m. Om lag en tredjedel av strendene i Agder, Møre og Romsdal og Troms og Finnmark tilfredsstilte dette. I Indre Oslofjord var kun 15 % av strender under denne grenseverdien (Tabell 1).
- Det er stor variasjon i søppeltetthet langs norskekysten. Mest forsøplet i både antall og vekt var østre Finnmark. Til kontrast var Troms og vestre Finnmark minst forsøplet sammen med Møre og Romsdal. Tetthet i antall var også høy i Indre Oslofjord, og spesielt i 2019 da tettheten overskred den i østre Finnmark (tettheten var lavere i 2020) (Tabell 1).
- Folkeforskningsdata er ikke sannsynlighetsmessige – det vil si at strender er ikke tilfeldig valgt, men valgt etter et ønske om å rydde. Det forventes derfor at tetthetsestimat basert på ryddedata er høyere enn dem basert på sannsynlighetsmessige data som under kvantitativ kartlegging. Dette gjenspeiles i dataene hvor gjennomsnittstetthet per 100 m strand var konsekvent høyere for folkeforskningsdata enn ved kvantitativ kartlegging med unntak av i Troms og Finnmark hvor ryddeaksjonene var konsentrert hovedsakelig i Troms mens gjennomsnittet for de sannsynlighetsmessige dataene var trukket opp av ekstremt høy forsøpling i østre Finnmark.
- Tross markante forskjeller mellom fylker og regioner kunne kun 3 % av variasjonen i søppeltetthet allokere til region ettersom det også var stor lokal variasjon innad i regionene. Hele 32 % av variasjonen i søppeltettheten allokere til variasjon mellom strender.
- Tross mye søppel langs norskekysten er ikke alle lokaliteter forsøplet. Sannsynligheten for at en lokasjon var ren var høyest i vestre Troms og Finnmark og lavest i Indre Oslofjord. Fast berg (f.eks. svaberg) er ofte rent. Lokaliteter som er bratte, ligger på en mellomstor odde (1 km skala), er langt fra vei eller svært vindutsatt har også høyere sannsynlighet for å være rene.
- Når en lokasjon først var forsøplet, var flest søppelgjenstander generelt funnet i små viker hvor kurvaturen var konkav i en 50 m skala og også en 1 km skala. Til kontrast var søppeltettheten generelt lavere dersom kurvaturen var konkav i en 50 km skala. Det var generelt færre søppelgjenstander funnet dersom befolkningstettheten i nærmeste kilometer omkrets var lav.

Tabell 1: Middelveier for tetthet av strandsøppel i antall respektive vekt basert på data registrert under kvantitativ kartlegging, samt relative mål for andel strender under EUs anbefaling respektive rene strender.

| | Indre Oslofjord | Agder | Møre og Romsdal | Troms og Finnmark | | |
|--|--------------------|-------|--------------------|-------------------|------|--------|
| | | | | vest | øst | samlet |
| Antall gjenstander > 0,5 cm per 100 m | 400*/90** | 110 | 40 | 40 | 180 | 80 |
| Vekt (kg) gjenstander > 20 cm per 100 m | 0 | 1,4 | 0,7 | 0,05 | 5,9 | 3 |
| Andel strender under EUs anbefaling à 20 gjenstander per 100 m | 15 % | 31 % | 39 % | 35 % | 18 % | 30 % |
| Andel helt rene strender | 9 % | 7 % | 6 % | 13 % | 5 % | 9 % |
| Andel maritimt søppel i antall | 4 % | 36 % | 31 % | 32 % | 30 % | 30 % |
| Andel maritimt søppel i vekt | 18 % | 20 % | 59 % | 85 % | 86 % | 86 % |
| Andel gjenstander < 20 cm i antall | 97 % | 93 % | 79 % | 80 % | 74 % | 75 % |

*8 strender høsten 2019 **27 strender høsten 2020

Kilder og sammensetning av marin forsøpling

- Norsk strandsøppel består i hovedsak av små gjenstander (< 20 cm) (Tabell 1).
- Store gjenstander (> 100 cm) utgjorde størsteparten av vekten i Troms og Finnmark, men det motsatte ble observert i Agder og Indre Oslofjord.
- I Troms og Finnmark, Møre og Romsdal og Agder var andelen søppel (i antall) som med sikkerhet stammet fra maritime kilder (fiskeri, akvakultur, shipping) rundt en tredjedel basert på kvantitative kartleggingsdata. I Indre Oslofjord derimot, var denne andelen kun 4 %. Andelen maritimt søppel er generelt høyere i vekt enn i antall med unntak av i Agder hvor maritimt søppel i større grad besto av små, lette gjenstander enn i de andre fylkene (Tabell 1).
- Uidentifiserbare plastbiter var den dominerende søppelgjenstanden ryddet i alle fylkene basert på folkeforskning fra strandrydding. Taustumper, isopor og drikkeflasker og -bokser var også vanlige på ryddeaksjoner i alle fylkene. Samtidig varierte det mellom fylkene hvilke gjenstandskategorier som var mest fremtredende. Bomullspinner var for eksempel stedvis svært tallrike i Indre Oslofjord, mens dette var ikke en dominerende gjenstand i andre fylker.
- Mellom en tredjedel til halvparten av emballasje var av ukjent opprinnelse. Der nasjonalitet kunne bestemmes var norsk emballasje mest vanlig i alle fylkene, samt også emballasje fra Norden generelt. I Møre og Romsdal var britisk emballasje mer vanlig enn i de andre fylkene, mens russisk emballasje var vanligere i Troms og Finnmark.
- Andelen gjenstander som kunne dateres var lavere enn andelen som kunne nasjonalitetsbestemmes, men av emballasjen som kunne dateres er det klart at strandsøppel består av både nytt og gammelt søppel i alle fylkene.
- Relativt stor lokal variasjonen i søppelsammensetning og kilder tilsier at det er en tilsvarende variasjon i de dominerende søppelkildene regionalt, og da også at en høy andel av marin forsøpling stammer fra relativt lokale utslipp.
- Videre er det indikasjoner på at rydding av marin forsøpling, for eksempel i Tromsø-området har medført en reduksjon i marin forsøpling på strendene. Det følger av dette at marin forsøpling i en region i stor grad kan løses lokalt, både gjennom reduksjon av utslipp og opprydding av marint avfall på strendene.

Anbefalinger for fremtidig overvåking

Rapporten har kartlagt romlig variasjon i akkumulert strandsøppel i en rekke områder, og beskriver hvordan kystlinjens karakteristikk påvirker denne akkumuleringen. Samtidig mangler data på akkumuleringsrater av strandsøppel, omfang og frekvens av utskiftning, samt mye data fra miljøer utover strender, for eksempel på havbunnen og i vannmassene. En utvidet forståelse og baseline her ville muliggjort mer spissede tiltak.

Ytterligere indikerer rapporten at lokal forvaltning ser flere behov for å overvåke forekomst av marin forsøpling innenfor sine forvaltningsområder, samtidig som de per i dag savner helhetlige systemer og finansielle ressurser for dette. Lokal kunnskap om marin forsøpling er ikke systematisert og møter ikke behovene til verken lokal eller nasjonal forvaltning. Lokale forvaltningsmyndigheter ikke har oversikt over forsøplings situasjonen sett opp mot EUs mål.

For overvåking vil det kreves et robust studiedesign gitt store geografiske forskjeller, samt variasjon over tid, i søppeltetthet og -sammensetning, som vil, dersom det ikke tas tilstrekkelig høyde for, gjøre det vanskelig å måle eventuelle trender og effekter av tiltak. Felles for alle eventuelle indikatorer er at høy romlig og tidsmessig

variasjon i strandsøppel er en utfordring i forhold til nøyaktighet og presisjon, og alle vil kreve høy replikasjon og utbredt datainnsamling for å kompensere for dette. Det vil også være viktig at romlig struktur og mulig autokorrelasjon tas i betraktning både i studiedesign og statistiske analyser.

Folkeforskningsdata er ikke en egnet datakilde for å estimere eller overvåke absolutte totale mengder søppel eller tetthet nasjonalt eller regionalt. Basisovervåking av totale søppelmengder vil derfor nok ikke være gjennomførbart med folkeforskning alene, men eventuelt i kombinasjon med profesjonell overvåking. Dette fordi lokasjonsvalg ved folkeforskning, og også ved datafangst under profesjonell rydding, ikke er sannsynlighetsmessig og derfor ikke representative for kysten som helhet. Dette er en svakhet med disse datakildene som mest sannsynlig ikke kommer til å kunne løses med mindre enorme kystområder dekkes i sin helhet. Det er derfor desto viktigere å tydelig identifisere hva målene med slik datafangst skal være og forsikre tilstrekkelig kvalitet for å oppnå ønsket nytteverdi, hovedsakelig ved å samle inn flere metadata enn gjøres i dag. Profesjonell basisovervåking av søppelmengder og -tetthet vil være ressurskrevende gitt kravet om høy replikasjon gitt stokastisk variasjon i søppeltetthet.

Forskningsspørsmål og overvåking som kan egnes besvart av folkeforskningsdata er (1) identifisering av referansestrender for utvidet forskning eller overvåking gitt at gjentatte ryddinger lett kan identifiseres, (2) overvåking av søppeltilførsel gjennom ordningen «Min bit av Norge», og (3) overvåking av enkle indikatorgjenstander. Overvåking av søppeltilførsel av frivillige eller profesjonelle ryddere kan muligens innlemmes under basisovervåking ettersom skjevhetene introdusert av metodene for lokasjonsvalg nok kan kompenseres for en del i analyser ettersom de samme strendene følges over tid. Det er hensiktsmessig å benytte folkeforskningsdata der dette er mulig ettersom det er en kostnadseffektiv måte å øke replikasjon på, samt at det skaper engasjement og bevissthet i befolkningen.

Problemkartlegging kan gjennomføres ved hjelp av folkeforskning ved bruk av relativt enkle indikatorer, som utløpsdato og språk på drikkeflasker og matemballasje, i kombinasjon med analyser av havstrømsmodeller og forbrukermønstre. Det kan også gjennomføres større profesjonelle dypdykk, gjerne i samarbeid med frivillige, hvor forvaltningen stiller konkrete spørsmål og hvor dypdykk-protokoller tilpasses hypotesetesting for hvert enkelt spørsmål.

Tiltaksovervåking av indikatorer spesifikke for gitte kilder eller transportveier, som for eksempel forekomster av tau, nett eller gjenstander innlemmet i EUs engangsplastdirektiv.

Det anbefales å etablere en arbeidsgruppe med aktuelle aktører for å videreutvikle et nasjonalt rammeverk for overvåking med regional oppløsning hvor forskjellige praktiske løsninger utforskes gjennom blant annet datasimuleringer, erfaringsutveksling og opplevde behov. Spørsmål som behøves besvart inkluderer det å definere overvåkingsregioner, håndtering av sesongsvariasjoner og tidsmessig variasjon, replikasjon og lokasjonsvalg, og tilpasning av folkeforskningsdata. Evalueringer a mulige indikatorer bør gjennomføre systematisk og etter gitte kriterier. I tillegg bør valg av indikatorer velges ikke bare basert på deres individuelle verdi, men også basert på hvor vidt forskjellige indikatorer bidrar til helhetlig kunnskap knyttet til både forskjellige søppelkilder og transportveier, og til forskjellige miljøer og økosystem.



1. Introduksjon

1.1 Marin forsøpling: et økende globalt problem

Marin forsøpling er et globalt miljøproblem og kunnskapen om omfanget og konsekvensene av avfall på avveie, særlig plastavfall, er økende (MacLeod et al., 2021). Plast på avveie er dokumentert fra det dypeste havet i Marianegropa til havisen i Arktis (Obbard et al., 2014; Peng et al., 2020).

Det er estimert at 15 millioner tonn plastavfall som kommer fra land ender opp i havene hvert år (Forrest et al., 2019). Dersom verden fortsetter som i dag er det estimert at mengden plastavfall på avveie vil tredobles frem til år 2040 (Lebreton and Andrady, 2019). Direkte utslipp i havet kommer i tillegg til disse landbaserte utslippene, og kan inkludere blant annet husholdningsavfall og annet søppel fra fartøy, samt mistet eller dumpet fiskeriutstyr (Gilman, 2015; Ryan et al., 2019). Det er gjort få forsøk på å kvantifisere disse utslippene. Den norske fiskeflåten alene antas for øvrig å bidra med omlag 380 tonn fiskerirelatert plastavfall årlig (Deshpande et al., 2020).

Konsekvensene av marin plastforsøpling er utbredt. Plast på avveie i havet fører til død og lidelse for blant annet hvaler, seler, skilpadder, fugl, fisk så vel som virvelløse dyr som muslinger, plankton og koraller (Baak et al., 2020; Butterworth, 2016; Gall and Thompson, 2015; Green et al., 2021; Roman et al., 2020b; Sequeira et al., 2020; Valderrama Ballesteros et al., 2018). I tillegg til fysiske skader på dyreliv som setter seg fast i eller spiser plast, kan plast fragmenteres til mikroplast i marine miljøer og frigi giftige kjemikalier og metaller til sedimenter og til marine næringskjeder (Engler, 2012). Plasten fører i visse områder til raske landskapsendringer (Bastesen et al., 2021) og det er sannsynlig at et endret landskap også endrer dyre- og plantelivet ut over artsnivået.

For flere viktige sektorer innebærer marin forsøpling betydelige økonomiske tap. Kostnadene forbundet med marin forsøpling for 87 kystnasjoner i 2018 alene, er estimert til mellom 6 og 19 milliarder USD (ca. 52 - 166 milliarder NOK) (Deloitte, 2019). Store deler av dette rammer offentlig sektor som må finansiere opprydding, i tillegg til indirekte kostnader på grunn av forverring av folkehelse og marine økosystemer (Deloitte, 2019). For asiatiske land øker denne kostnaden årlig, er beregnet til å være åtte ganger høyere i 2015 sammenlignet med 2008 (McIlgorm et al., 2022).

I 2017 ble medlemslandene i FNs miljøforsamling, inkludert Norge, enige om en nullvisjon for marin forsøpling. Dette innebærer at landene er enige om å sette inn tiltak som kan bidra til å stoppe tilsiget av marin forsøpling (Regjeringen, 2017). For å iverksette effektive forebyggende tiltak trengs det kunnskap om kilder og årsaker til marin forsøpling. For å begrense skadeomfanget på natur er det behov for å vite mer om søppelets spredning, akkumulering og distribusjonsmønstre. Gode mengdeestimat er da nødvendig for å kunne måle effekten av tiltak over tid.

FNs rapport «From Pollution to Solution» (Maes et al., 2021) viser til at det finnes 15 større programmer globalt for å koordinere aktivitet koblet til marin forsøpling, overvåking, og storskala dataportaler (se Fig. 1 for eksempler). Samtidig er disse initiativene i liten grad koblet sammen med hverandre (Maes et al., 2021). Parallelt med disse større programmer er det et økende antall lokale eller regionale initiativer med forskere, folkeforskning og andre aktører som på verdensbasis samler indikatorer og referansedata. Det gjøres også en lang rekke forsøk på å modellere tilførsel og fordeling av marin forsøpling, men det mangler generelt gode data for å verifisere modellene (Maximenko et al., 2019). Til tross for denne innsatsen er det per i dag ingen tydelig sammenheng mellom mengdene en estimerer til å ende opp i havene, og hva som blir målt i det marine miljø. Dermed gjenstår det store kunnskapshull (Lebreton et al., 2019; Olivelli et al., 2020).

Folkeforskning i verden

Ocean Conservancy
World Cleanup Day
Great Nurdle Hunt
Marine debris Tracker
Open Litter Map
Litterati
Marine Litter Watch
MARNOPA

Figur 1: Utvalgte initiativer som har lagt til rette for å registrere og kartlegge forsøpling på verdensbasis.

1.2 Forvaltning av marin forsøpling i Norge

Miljødirektoratet² så i 2010 et behov for å samle eksisterende kunnskap om marin forsøpling i Norge. I Norges første kunnskapsrapport om temaet konkluderte Miljødirektoratet med at marin forsøpling påvirket norske havområder, men at omfanget var ukjent (Klima og Miljøforurensningsdirektoratet and Direktoratet for Naturforvaltning, 2010). I 2014 oppgraderte Miljødirektoratet marin forsøpling til å være en av de største miljøutfordringene i Norge (Standal, 2014). Begge rapportene påpekte et behov for å kartlegge mengder av og kilder til marin forsøpling, samt overvåke utvikling av disse. Per 2011 eksisterte kun en håndfull programmer som systematisk samlet data om marin forsøpling, og dette har endret seg lite siden den gang. Av nasjonale programmer var det ingen som samlet inn harmoniserte data på landsbasis. Etter et arbeidsmøte i 2015, var konklusjonen til Miljødirektoratet at «overvåking av marint avfall i dag hovedsakelig gjøres som et biprodukt av annen overvåking» (Miljødirektoratet, 2016). Nasjonale programmer som ble trukket fram den gangen inkluderte:

- Havforskningsinstituttet som hadde registrert marin forsøpling i forbindelse med ulike forskningstokt i Barentshavet og Nordsjøen (Klima og Miljøforurensningsdirektoratet and Direktoratet for Naturforvaltning, 2010)
- Sysselmesteren på Svalbard som hadde ryddet og kartlagt tre mindre strandstrekninger årlig siden 2003 (Klima og Miljøforurensningsdirektoratet and Direktoratet for Naturforvaltning, 2010)
- Fiskere som måtte rapportere om tapt redskap til Fiskeridirektoratet (Standal et al., 2014).

Internasjonalt har Norge ratifisert Oslo-Paris-konvensjonen (OSPAR)³ og deltar i konvensjonens to rapporteringsprogrammer for bevaring av det marine miljø i Nordøst-Atlanteren. Norge har siden 2011 rapportert på syv utvalgte lokasjoner (såkalte OSPAR-strender), og i tillegg rapporteres det på plast i døde individer av sjøfuglen havhest (*Fulmaris glacialis*) samt søppel på havbunnen (Tabell 2). Strandkartleggingen gjennom OSPAR foregår ved at man teller, fjerner og kategoriserer alt avfall i 121 kategorier langs den samme 100 meter lange strekningen. Ideelt sett skal tellingen foregå fire ganger i året, men i Norge gjennomføres kun to av disse grunnet utfordringer ved registreringer i vinterhalvåret (OSPAR Commission, 2010). Senter for

² I 2010 kalt Klima- og forurensningsdirektoratet

³ OSPAR-konvensjonen: <https://www.ospar.org/convention>

oljevern og marint miljø⁴ (SOMM) gjennomførte i 2019 en vurdering av om OSPAR-programmet skulle utvides med flere strender, men det er per november 2021 var det ikke fattet noen beslutning om dette. Klima- og miljødepartementet uttalte i 2021, i korrespondanse med Hold Norge Rent (HNR), at avgjørelsen var satt på vent på grunn av et behov for å se overvåkingen av marin forsøpling, mikro- og makroplast i et bredere perspektiv, tilpasset nasjonale forhold og internasjonalt sammenlignbare og kompatible løsninger (Knoph, 2021).

Norge skal også rapportere på bærekraftsindikatorer som del av FNs bærekraftsmål (Miljødirektoratet, 2021a). Nærings- og fiskeridepartementet har tildelt Miljødirektoratet rapporteringsansvar på fire indikatorer under mål 14 («Bevare og bruke hav og marine ressurser på en måte som fremmer bærekraftig utvikling»). Av disse er indikatoren 14.1.1 b: «Tetthet av plastavfall» relevant for marin forsøpling (Tabell 2). Denne inkluderer å rapportere forekomst av søppel på nasjonalt nivå og per kvadratkilometer kystlinje, tetthet av flytende plast i overflaten og vannsøylen, og tetthet av plast på havbunnen. Den fullstendige veilederen for indikatoren er enda ikke på plass, men for metodikk vises det foreløpig til bruk av veiledningsdokument fra GESAMP⁵ (Kershaw et al., 2019) og til en manual fra FNs miljøprogram. Det er foreløpig usikkert hvordan rapporteringen via Regional Seas (OSPAR-strendene) eventuelt vil inngå som del av rapportering på bærekraftsmålene, eller hvor mange målinger under de forskjellige parameterne som vil være tilstrekkelig for å være representative for Norges langstrakte og varierte kyst og store havområder (Miljødirektoratet, 2021a).

Da Miljødirektoratet skulle vurdere om de kunne svare på de ulike indikatorene, noterte de at Rydde/Rent Hav kan være en kilde til å rapportere på forekomsten av søppel langs kystlinjen, og at dette skulle vurderes som et alternativ når UNEP kommer med ytterligere veiledning rundt indikatoren. Miljødirektoratet kommenterte også at det kan vurderes om OSPAR-registreringen bør utvides, og i hvilken grad (Miljødirektoratet, 2021a). I september 2020 ble EU-kommisjonen enig om en grenseverdi på 20 gjenstander over 2,5 cm per 100 m strandlinje for når en strand er å vurdere som «ren» for marin forsøpling (van Loon et al., 2020)⁶ (se faktaboks: Fig. 2). Grenseverdien ble utviklet som en del av kommisjonens rammedirektiv om en marin strategi⁷, som pålegger medlemsland å iverksette tiltak for å beskytte det marine miljøet. Den er også en del av arbeidet for å oppfylle EUs engangsplastdirektiv og FNs bærekraftsmål 14.1 om å kraftig minske marin forsøpling.

⁴ Senter for oljevern og marint miljø (SOMM) har siden 1.jan endret navn og heter per i dag Senter mot marin forsøpling (MARFO). For hendelser før 1. jan refereres organisasjonen til som SOMM.

⁵ Group of Experts on the Scientific Aspects of Marine Environmental Protection

⁶ Grenseverdien ble utarbeidet av EUs gruppe kalt «Marine Strategy Framework Directive's Technical Group on Marine Litter»

⁷ Marine Strategy Framework Directive (EU, 2008): https://ec.europa.eu/environment/marine/eu-coast-and-marine-policy/marine-strategy-framework-directive/index_en.htm

Tabell 2: Norges forpliktelser og ansvarlige myndigheter i henhold til å overvåke og rapportere på marin forsøpling.

| Avtale/organ | Ansvarlig myndighet i Norge | Type rapportering relatert til marin forsøpling |
|---|--|--|
| OSPAR | Miljødirektoratet | Mengde plast i døde individer av havhest (<i>Fulmaris glacialis</i>) |
| OSPAR | Miljødirektoratet | Kategorisering av avfall på 100 m strand |
| OSPAR | Miljødirektoratet | Søppel på havbunn |
| Fishing for Litter | Miljødirektoratet, SALT Lofoten AS (prosjektansvar) | Tonnasje og antall leveranser av innsamlet marint avfall fra fiskefartøy som inngår i ordningen |
| Basel-konvensjonen | | Ingen rapportering direkte på marin forsøpling |
| EUs Avfallsdirektiv | Miljødirektoratet | Ingen rapportering direkte på marin forsøpling |
| EUs Engangsplastdirektiv | Miljødirektoratet | Ingen rapporteringskrav til marin forsøpling, men en rekke krav fra 2022 på data koblet til en rekke produkter i plast, som omsetning, data om avfall etter forbruk av tobakksvarer med filtre, med mer. (Se artikkel 13) |
| Londonprotokollen | Miljødirektoratet | Årlig rapportering av gitte tillatelser til dumping, dette gjelder muddermasser, stein og evt. skip. |
| EU Directive on Port Reception Facilities | Sjøfartsdirektoratet og Miljødirektoratet | Skal rapportere på "passively fished waste" |
| EUs Marine Strategy Framework Directive | Ikke tatt inn i EØS-avtalen | Norge ikke omfattet formelt. EU-kommisjonen har blitt enige om grenseverdien 20 gjenstander (>2,5 cm) per 100 m for når en strand er å vurdere som «ren» |
| FNs bærekraftsmål | Miljødirektoratet | Norge skal rapportere hvert fjerde år på indikator 14.1.1b: Tetthet av plastavfall, på nasjonalt nivå. Denne er delt inn i: <ul style="list-style-type: none"> – Forekomst av søppel per km² kystlinje – Tetthet av flytende plast i overflaten og i vannsøylen – Tetthet av forsøpling på havbunnen. Det er også foreslått 9 stk. <u>tilleggsindikatorer</u> , som blant annet plastforsøpling i elver, forekomst av plastsøppel i fuglereir og registrering av dyr som har viklet seg inn i plastavfall. |

Om EUs grenseverdi for en ren strand

Grenseverdien tar utgangspunkt i den tiende persentilen for data fra 1470 registreringer på 331 europeiske strender målt i perioden 2015-2016, hvilket er 13 gjenstander per 100 m. Deretter ble 95 % konfidensintervallet lagt til for å ende opp på 20 gjenstander per 100 m (tilsvarende den femtende persentilen). Til sammenligning ble det målt i gjennomsnitt 233 gjenstander per 100 m i Nordøst-Atlanteren og Nordsjøen basert på det samme tallgrunnlaget.

Parafin, voks og olje er ikke medregnet da disse gjenstander ofte er flytende og vil inngå i annen overvåking. Sigarettneiper ble inkludert, og også gjenstander av glass, metall, tøy, gummi, papir da disse anses kunne være skadelige for miljøet. Registeringer på 10 m eller mindre ble ekskludert da de ikke ble vurdert som representative for 100 m strekninger. Det anses ikke per nå mulig å basere en grenseverdi på kvantitativ dose-effekt relasjoner for påvirkning på biota, og det anses heller ikke hensiktsmessig å basere en grenseverdi for akseptabel skadepotensial basert på tester foretatt i laboratorium (W et al., 2020). Forfatterne fra EUs tekniske arbeidsgruppe har tatt inn en kvalitativ begrunnelse om sosioøkonomisk skadevirkning koblet til oppryddingskostnader for kommuner og tap i inntekter for turistnæring på grunn av forsøpling. Med disse grunnlagene ble det besluttet at femtende persentilen skulle bli brukt for å sette en grenseverdi basert på datagrunnlaget.

Figur 2: Faktaboks om EUs grenseverdi for rene strender..

1.3 Ytterligere datainnsamling på strandsøppel i Norge i dag

1.3.1 Frivillig opprydding og folkeforskning

I 2011 begynte HNR å samle inn data fra frivillige ryddere på landsbasis (Hold Norge Rent, 2019; Robertson, 2012). I tillegg begynte også Lofoten Avfallsselskap (LAS) og enkelte andre lokale aktører å gjøre det samme innen sine regioner med lokalt tilpassede protokoller. Hjulpet frem av landets mange miljøorganisasjoner, friluftsråd, velforeninger og næringsliv begynte omfanget og frekvensen av frivillig ryddeaktivitet å øke betraktelig. Følger man data fra HNR, kan man spore veksten i befolkningens engasjement fra omtrent 2000 ryddere i 2011, til over 140 000 ryddere på landsbasis i rekordåret 2018. I en undersøkelse gjennomført i 2021 oppgav 35 % av Norges befolkning over 15 år at de hadde deltatt i en eller flere ryddeaksjoner siden 2011 (pers. comm., M. Dahl Stapnes, HNR, 2021).

HNR samlet inn data fra disse ryddeaksjonene i et skjema basert på Ocean Conservancy's Coastal Cleanup Data Card. I dette skjemaet kunne frivillige oppgi om de hadde ryddet kyst eller innland, hva de ryddet, dato, antall personer som deltok, ca. avstand ryddet, hvor mye tid de brukte, og antall sekker/grov vekt på avfallet samlet inn. Det var derimot en svakhet at man ikke registrerte en presis geografisk plassering på ryddeaksjonene. I 2015 etablerte HNR nettløsningen «Ryddeportalen», slik at data fra de frivillige kunne registreres i et kart, og feste ryddeaksjoner til kartkoordinater, dog fortsatt kun med ett punkt per aksjon.

I 2018 tok myndighetene initiativ til å etablere en systematisk oversikt over mengden oppsamlet marint søppel, herunder «utarbeide kart og database for opprydding som er gjennomført og områder som trenger å bli ryddet». Året etter var det bestemt at løsningen for de frivillige skulle etableres i samarbeid med HNR, og bygge på erfaringer fra Ryddeportalen. Kartløsningen for den frivillige ryddeinnsatsen ble derfor innlemmet i oppdraget til den offentlige myndigheten Senteret for oljevern og marint miljø⁸ (i dag Senter mot marin

⁸ SOMMs tildelingsbrev 2019: <https://www.marintmiljo.no/artikkel/tildelingsbrev/>

forsøpling (MARFO)). Løsningen fikk navnet Rydde (www.ryddenorge.no), og ble en videreføring av HNRs Ryddeportal og er den generelle løsningen for norsk folkeforskning på marin forsøpling i bruk per i dag.

At folkeforskning på marin forsøpling kan være et verdifullt verktøy ble bekreftet gjennom en analyse av tidsserien med ryddedata fra Lofoten Avfallsselskap hvor det ved hjelp av statistiske analyser ble konkludert med at søppelmengdene ser ut til å ha minket over tid (Haarr et al., 2020).

1.3.2 Datafangst fra profesjonell rydding

De siste årene har det vokst frem en profesjonell sektor med både ideelle, statlige og kommersielle aktører⁹ som har spesialisert sin virksomhet mot det å rydde marin forsøpling. Noen av disse aktørene opererer med lønnet arbeidskraft, mens andre også benytter ulønnet arbeidskraft i kombinasjon med ansatte med særlig ansvar eller fagkunnskap (f.eks. skipperne, ledere, administratorer, m.m.).

I 2020 fikk den profesjonelle oppryddingssektoren tilgang til finansiering fra Handelens Miljøfond (HMF). HMF tok initiativ til det hittil største kommersielle ryddeprosjektet i Norge, ved navn Rydd Norge (ikke til forveksling med ryddenorge.no) (Handelens Miljøfond, 2021). Rydd Norge har koordinatører langs hele kysten, som gjennom åpne anbud engasjerer profesjonelle ryddeaktører. Disse rydder forsøplede strender mot betaling i alle norske fylker, med mål om å rydde 40 prosent av Norges ytre kyst i løpet av 3 år. Områdene som ryddes i programmet er valgt ut på bakgrunn av at frivillige ryddere i mindre grad har kapasitet og mulighet å rydde disse områdene grunnet høyere risiko, vanskelig adkomst, eller tilstedeværelsen av store og tunge søppelgjenstander.

Ryddaktørene i Rydd Norge registrerer i dag aksjoner i en egen digital løsning fra MARFO, noe som etter hvert vil slås sammen med det digitale verktøyet Rent Hav. Informasjon som registreres er blant annet vekt og volum på ryddet søppel, ryddet areal per aksjon, akkumuleringsområder, i tillegg til brukt mannskap, utstyr og annen deskriptiv informasjon. Samlet vil dette over tid gi en stor mengde data. I løpet av våren 2021 ble det holdt en rekke arbeidsmøter ledet av SOMM for å se på mulighetene for bruk av datafangst fra Rydd Norge i forvaltnings- og forskningsøyemed, men også muligheter for utvidet datafangst fra prosjektet. SOMM leverte et forslag til hvordan økt datafangst fra Rydd Norge vil kunne iverksettes, som dekker sammensetning (detaljert funnregistrering), kilder, tilsig og ryddebehov av marin forsøpling. Planene for gjennomføringen av dette er enda ikke offentliggjort. Dialogen pågår fremdeles om hvordan dette kan gjennomføres.

1.3.3 Datafangst fra forskning

Dersom en kun ser til fagvellevurdert litteratur, er det relativt lite publisert om strandsøppel i Norge. Få publiserte artikler er basert på kvantitative målinger på makroplast og marin forsøpling i strandsonen. Det er for eksempel gjennomført en pilotstudie på metodeutvikling for kvantitativ kartlegging av makrosøppel på strender, testet i Lofoten (Haarr et al., 2019b). Bastesen et al. (2021) har beskrevet ansamling av makroplast på to lokasjoner på Vestlandet, og en case-studie på makrosøppel i jordsmonnet langs kysten er gjennomført i Trøndelag (Cyvin et al., 2021). Flere forskere har også benyttet norske folkeforskningsdata (Falk-Andersson et al., 2019; Haarr et al., 2020), og det foreligger noen artikler på kildeidentifisering av (makro-)strandsøppel (Falk-Andersson, 2021; Falk-Andersson et al., 2021). I grålitteraturen er det publisert flere rapporter på strandsøppel i Norge.

⁹ Profesjonell rydding karakteriseres av organiserte aktører som rydder mot betaling eller kompensasjon. Kommerielle aktører tar ut profitt for sine eiere. Ideelle aktører gjør det ikke. Begge typer aktører kan ha lønnet arbeidskraft, frivillig arbeidskraft (f.eks. dykkerklubber), eller en kombinasjon av begge typer arbeidskraft. Profesjonell rydding kan organiseres via lønnet arbeidskraft, eller via lønnede koordinatører som engasjerer og veileder frivilligheten. Profesjonell rydding omfatter også offentlige aktører som ikke tar profitt, som f.eks. Fiskeridirektoratet.

1.4 Prosjektets formål

Tross flere ulike datainnsamlinger på marin forsøpling i Norge mangler det fortsatt en helhetlig tilnærming til kvantifisering av søppelmengder og kildeidentifisering, samt en god forståelse av kravene til et funksjonelt overvåkingsprogram.

Formålet med prosjektet var derfor å gjøre et Kvantestprang frem på veien til et slikt overvåkingsprogram ved å ta et mer helhetlig blikk på marin forsøpling langs kysten¹⁰. Dette ved å utforske potensialen i å benytte tre ulike metoder for å beskrive situasjonen og danne et helhetlig bilde: (1) analyser av frivillige ryddedata, (2) innsamling av randomiserte og representative kvantitative data, og (3) dybdeanalyser av søppel for å identifisere kilder, såkalte «dypdykk». Noen geografiske regioner fra forskjellige deler av den norske kysten ble valgt ut som casestudier for prosjektet (Oslo¹¹, Møre og Romsdal, Agder, og Troms og Finnmark¹²) der også regional- og lokal forvaltning hadde vist en særlig interesse for prosjektets formål.

Videre beskriver prosjektet hvordan metodebruk og funnene kan brukes som verktøy i forvaltningsøyemed, og om de er egnet som utgangspunkt for indikatorer som kan overvåke og informere forebyggende tiltak mot marin forsøpling over tid.

¹⁰ Forsøpling på havbunn eller i vannmassene ikke er analysert for å opprettholde nødvendige avgrensinger.

¹¹ For Oslo fylke ble registrerte områder utvidet til å dekke hele Indre Oslofjord ettersom dette ble ansett som et mer naturlig geografisk område enn kun den svært begrensede kystlinjen innenfor Oslos fylkesgrenser.

¹² I Troms og Finnmark ble det valgt ut fire underregioner for å representere forskjellige kysttyper og geografiske områder i fylket. På grunn av fylkets størrelse var det ikke realistisk å dekke hele kysten.



2. Datainnsamling og metode

Data om marin forsøpling i de utvalgte fylkene Oslo¹³, Møre og Romsdal, Agder, og Troms og Finnmark¹⁴ var samlet inn ved en tredelt tilnærming: (1) analyser av folkeforskningsdata fra ryddeaksjoner, (2) innsamling av randomiserte og representative kvantitative data, og (3) dybdeanalyser av søppel for å identifisere kilder, såkalte «dypdykk».

Folkeforskningsdata fra ryddeaksjoner er tallrike og genererer datamengder en vanskelig kan konkurrere med gjennom rigide vitenskapelige studier (Gacutan et al., 2022; Haarr et al., 2020; Nelms et al., 2016). Samtidig kan det være større usikkerhet rundt folkeforskningsdata, og mengdeestimat vil være vridd mot overestimering ettersom tungt forsøplete områder oppsøkes ved rydding; dataene er dermed ikke representative for kysten som helhet. I tillegg samler ikke folkeforskningen inn data om nasjonalitet og alder, ettersom dette er tidkrevende å rapportere, og kan kreve særegen kunnskap og opplæring.

Et av målene til Kvantestprang har vært å se hvordan folkeforskningsdata fra ryddeaksjoner kan utnyttes av forvaltningen. I tillegg har prosjektet samlet inn målrettede tilleggsdata for å svare ut noen av folkeforskningens svakeheter: Disse er tetthetsdata fra tilfeldige, representative lokasjonsvalg, og nasjonalitet og alder på søppelgjenstander.

2.1 Folkeforskningsdata fra strandrydding

2.1.1 Beskrivelse av datasettet

Det er et sterkt nasjonalt engasjement for strandrydding, og dette gir en stor mulig datakilde dersom frivillige er parate til å registrere funnene sine etter å ha ryddet. HNR begynte i 2011 å sende ut datainnsamlings skjema sammen med ryddeutstyr til frivillige. Registreringsskjemaet var bygget på protokollen fra Ocean Conservancy slik at norsk folkeforskning kunne inngå i et større, internasjonalt datasett (Hold Norge Rent, 2016). HNR tilbød ingen belønning til de frivillige for å registrere detaljerte funn, men for å søke om refusjon av kostnader tilknyttet ryddeaksjoner frivillige fra 2016 registrere vekt på ryddet avfall (frivillige bes anslå ca. 10 kg per 100-liters sekk dersom de ikke har et bedre mål tilgjengelig). I 2015 ble Ryddeportalen operativ og skjemaene ble digitale, selv om funnskjema sendt inn via post ble god tatt fram til 2017. I den digitale Ryddeportalen kunne frivillige markere ryddeaksjonen sin i et kart, og dermed knytte data til geografiske koordinater. Selv om HNR har tatt imot data siden 2011, har de tidlige papirbaserte registreringene blitt utelatt fra Kvantestprang ettersom det var relativt få av dem, og de ikke inneholdt lokasjonsdata. Derfor er kun data registrert digitalt fra 2015 til 2019 inkludert i analysene. Alle data analysert i Kvantestprang stammer fra HNRs «Ryddoportalen». HNR og MARFOs «Rydde» ble opprettet etter at data innlemmet i prosjektet var hentet ut for analyse.

Funnskjemaene (se appendiks A) har endret seg noe gjennom årenes løp. Dette gjør sammenlikning over tid utfordrende, men for å kunne fange opp nye produkter av interesse eller særegne norske forsøplingsutfordringer, har HNR likevel vurdert det som hensiktsmessig å gjøre noen revisjoner. Ryddere har hatt mulighet til å rapportere gjenstander i skjemaet dersom de ønsket å melde fra om noe ikke var omfattet av protokollen. HNR utvidet protokollen basert på hyppige rapporteringer av gjenstander i dette feltet, samt markedsutviklinger (for eksempel økt omsetning av munnbind).

¹³ For Oslo fylke ble registrerte områder utvidet til å dekke hele Indre Oslofjord ettersom dette ble ansett som et mer naturlig geografisk område enn kun den svært begrensede kystlinjen innenfor Oslos fylkesgrenser.

¹⁴ I Troms og Finnmark ble det valgt ut fire underregioner for å representere forskjellige kysttyper og geografiske områder i fylket. På grunn av fylkets størrelse var det ikke realistisk å dekke hele kysten.

Gjenstandene i skjemaet blir fordelt på ulike typer materialer, slik som plast, papir, metall, glass osv. De fleste gjenstandene tilhører åpenbart en materialkategori, men flere består av blandingsmaterialer. I disse tilfellene har Hold Norge Rent gjort et subjektivt estimat på hvor stor andel plast/glass/metall/papir en gjenstand består av.

2.1.2 Vasking av datasettet før analyser

Ettersom folkeforskningsdata samles inn av mange ulike personer og har ikke krav til opplæring, er ikke alle registreringer av tilsvarende kvalitet som rigide vitenskapelige studier. Dette gjør at det er nødvendig å kvalitetssikre og vaske data før analyser kan gjennomføres. Data kvalitetssikres ved å gå gjennom funn og funnkategorier i forhold til antall og vekt på søppelet, antall frivillige, mulig tidsbruk og geografi. Ulike typer aktører kan ha forskjellige prioriteringer når de rapporterer funn eller rydder. Noen aktører velger å ha ett datapunkt for en ryddeaksjon som kan gå over flere måneder, og velger å rapportere vekt. Andre oppretter én og én aksjon og rapporterer nøye, men har kanskje ikke særlig kjennskap til hva de ulike gjenstandene kan være. Prioriteringer varierer også i organisasjonene. For eksempel kan en organisasjon være mer opptatt av ett spesifikt forsøplingsproblem, og rapportere alle funn av én enkelt gjenstand på en ryddeaksjon, uten å gjøre det samme for andre funn fra samme aksjon. HNR erfarer også at de frivillige kan bli frustrerte når de finner store mengder forsøpling, særlig ved overvekt av én gjenstand, og at dette kan slå ut i overestimering når de registrerer visse funn (f.eks. kan de rapportere 10 000 bomullspinner).

Rådata fra HNR ble vasket for duplikater, og ryddeaksjoner som ikke var tilknyttet kysten eller der hvor det ikke var oppgitt distanse ryddet ble fjernet fra datasettet. Lange aksjoner der varighet trolig gikk langt utover faktisk antall timer aktivt ryddet ble fjernet, og også aksjoner der antall gjenstander ikke virket trolig. Dersom en aksjon var kortere enn en time eller varte lengre enn 12 timer per deltaker, ble disse fjernet. Alle gjenstående aksjoner ble deretter omregnet i antall gjenstander plukket per person og time (persontimer), og antall gjenstander plukket per meter. For aksjoner med ukjent antall persontimer ble disse inkludert når antall gjenstander plukket per meter ikke overskredet det dobbelte av høyeste ryddeeffektivitet (antall per meter) blant aksjoner med kjent antall persontimer. Denne vaskingen ble gjort for å redusere statistiske uteliggere og for å standardisere for ryddeinnsats i den grad det var mulig.

For å filtrere ut svært usannsynlige funnregistreringer dannet HNR og SALT et erfaringsbasert, subjektivt anslag på en realistisk maksimal mengde innsamlede gjenstander per person per time (Tabell 2). Alle gjenværende aksjoner med høyere antall enn dette anslaget ble deretter ekskludert. Etter hvert som ryddeteknologien utvikles, må man vurdere denne listen på nytt. For eksempel har det kommet nye metoder for å rydde plastpellets, som effektiviserer ryddingen betraktelig.

Tabell 2: Kategorier gjenstander ble delt inn i for å filtrere ut usannsynlige funnregistreringer under vasking og kvalitetssikring av data.

| Klassifisering | Maks ryddeeffektivitet | Eksempelgjenstander |
|------------------|-----------------------------|------------------------------------|
| Veldig lett | 600 gjenstander/person/time | Armeringsfiber, små tau |
| Lett | 150 gjenstander/person/time | Bøyer |
| Medium | 60 gjenstander/person/time | Sprøyter, store tau |
| Vanskelig | 15 gjenstander/person/time | Bildekk |
| Veldig vanskelig | 5 gjenstander/person/time | Oljetønner, store fortøyningsbøyer |

2.1.3 Statistiske analyser

Folkeforskningsdata ble brukt til to hovedformål: (1) Å undersøke hvilke søppeltyper som ryddes hyppigst, og derfor antas å være «verstingene» i regionen, og (2) til å se etter tegn på endringer i søppelmengder over tid og beregne hvor store endringer det er mulig å måle gjennom overvåking gitt den naturlige variasjonen i dataene. De hyppigste funnene («verstinger») i hver region ble identifisert basert på fire ulike kriterier: «tilstedeværelse», «tallrikhet», «flertall» og «mest ryddet» for hver gjenstandskategori.

2.1.3.1 Identifisering av «verstinger»

«Tilstedeværelse» ble beregnet ved å først klassifisere søppel i hver gjenstandskategori som var til stede eller fraværende for alle gjennomførte ryddeaksjoner. Deretter ble alle gangene søppel fra hver gjenstandskategori var til stede talt opp; dersom drikkeflasker for eksempel ble registrert i 50 aksjoner, fikk drikkeflasker verdien 50. Til sist ble antallet tilstedeværelser for alle gjenstandskategoriene summert, og prosentandelen for hver kategori beregnet. For å illustrere; tenk et datasett hvor kun tre søppeltyper eksisterer: flasker, tau og plastbiter. I dette teoretiske scenariet var det gjennomført 100 ryddeaksjoner; flasker ble registrert i 50 aksjoner, tau i 70 og plastbiter i 95 aksjoner (totalt antall forekomster = $50+70+95 = 215$). Tilstedeværelse for disse tre gjenstandene ville da være 23 % for flasker ($50/215$), 33 % for tau ($70/215$) og 44 % for plastbiter ($95/215$). Tilstedeværelse representerer derfor en kombinasjon av hvor ofte en gjenstand var til stede og hvor fremtredende den var i forhold til andre gjenstandskategorier.

«Tallrikhet» per gjenstandskategori ble beregnet ved å først summere antall gjenstander på tvers av ryddeaksjoner og dele dette på den totale lengden kyst ryddet i alle aksjoner (tilsvarende antall gjenstander ryddet per km). Verdien for alle gjenstandskategorier ble deretter summert, og verdien for hver enkelt kategori delt på denne summen. Dersom en følger eksempelet over og antar at de 100 ryddeaksjonene dekket total 150 km kystlinje og at 150 drikkeflasker (1/km), 300 tau (2/km) og 450 plastbiter (3/km) ble funnet resulterer dette i totalt 6 søppelbiter per km, hvorav 50 % besto av plastbiter, 33 % av tau og 17 % av flasker. Denne prosentverdien representerer en kombinasjon av hvor mange gjenstander som ble ryddet og hvor fremtredende den var i forhold til andre gjenstandskategorier.

«Flertall» ble først beregnet for hver enkelt ryddeaksjon. Her ble en gjenstandskategori klassifisert som «i flertall» dersom antall gjenstander ryddet overskred antallet ryddet i minst halvparten av de andre kategoriene. Deretter ble dette beregnet på tvers av ryddeaksjoner ved å telle i hvor mange aksjoner en gjenstandskategori var i flertall, summere antall ganger gjenstander var i flertall på tvers av gjenstandskategoriene, og til slutt beregne prosentandelen utgjort av hver kategori. Dersom en fortsetter med eksempelet og flasker var i flertall i 25 aksjoner, tau i 20 og plastbiter i 45 (totalt 90 tilfeller av flertall), får flasker en flertallsverdi på 28 % ($25/90$), tau 22 % ($20/90$) og plastbiter 50% ($45/90$). Denne prosentverdien representerer både hvor ofte en gjenstandskategori var i flertall på en aksjon, og hvor hyppig dette inntraff i forhold til hvor ofte andre kategorier var i flertall.

«Mest ryddet» gjengir helt enkelt hvilken gjenstandskategori det ble ryddet mest av i hver aksjon, representert som en prosentverdi for hvor ofte dette var tilfellet for hver kategori. Viderefører en eksempelet og det ble ryddet mest flasker i 30 aksjoner, tau i 25 og plastbiter i 45 får disse en verdi på 30 %, 25 % og 45 % (ettersom det var 100 aksjoner totalt).

Sammen representerer disse fire variablene alle en relativ indeks over hvor ofte en type gjenstand ryddes i forhold til en annen. Gjenstandskategorier som scorer høyt på alle fire kan trygt antas å være «verstingene» i regionen. Alle kategorier som scoret over 5 % på minst ett av disse kriteriene ble regnet som «verstinger». Merk at selve prosentverdien her ikke er informativ i absolutte termer, men beskriver hvor vidt en gjenstand er vanlig i forhold til andre gjenstander. Når resultatene presenteres grafisk er verdiene ytterligere skalert fra 0 - 1 slik at aksene blir tilsvarende for alle kriteriene.

Analysen er gjennomført på data fra 2017 - 2019. Data fra 2015 og 2016 var ekskludert fra disse analysene ettersom registreringsskjemaet og gjenstandskategoriene brukt ikke var tilsvarende senere år. Alle analyser er

gjennomført i RStudio version 1.4.1106 (RStudio Team, 2021). Figurer er laget ved hjelp av radarchart-funksjonen i «fmsb» (Nakazawa, 2021).

2.1.3.2 Tidsserieanalyser

For å undersøke om HNRs frivillige data kan by på indikatorer som kan måle endringer i marin forsøpling over tid var det gjennomført en innledende tidstrendanalyse, hvor vi undersøkte antall gjenstander plukket i hver aksjon i tidsrommet januar 2015 til desember 2019.

Tidstrendanalysen er gjort med en såkalt Theil-Sen regresjon (Schulz et al., 2019a). Metodikken er en slags lineær regresjon egnet for å finne sammenheng mellom middelveier, og er dermed ikke påvirket av ekstremverdier i like stor grad som en klassisk parametrisk lineær regresjon. Enkelt forklart beregnes stigningstallet mellom alle kombinasjonene av datapunkt-par fremover i tid (stigningstallet beregnes med andre ord ikke bakover i tid), og det helhetlige stigningstallet beregnes som medianen av alle disse prøveparene. Tid er uttrykt på en månedlig skala, hvor den første aksjonen er i måned 1 (januar 2015) og den siste i måned 60 (desember 2019). Testene ble gjennomført per fylke for å finne signifikante trender over tid, med konfidensintervall 95 % som er utledet ved hjelp av en bootstrap-metode med 1000 simulerte prøvepar (rekkefølgen på datapunkter randomiseres og nytt stigningstall regnes ut 1000 ganger; dette gir informasjon om hvor vidt det faktiske stigningstallet er signifikant ved å sammenligne det med sannsynligheten for å oppnå et tilsvarende resultat ved en tilfeldighet).

For å få et inntrykk av totalt antall objekter plukket, ble gjenstandskategoriene i den innledende analysen slått sammen. For å kontrollere for ulik strandlengde dekket i forskjellige aksjoner, ble antall objekter standardisert per meter kystlinje ryddet. Dette kontrollerer bare for strandlinje-distanse, da det ligger noe usikkerhet i at det er variasjon i hvor langt opp fra strandlinja det har blitt ryddet.

Alle analyser var gjennomført i RStudio version 1.4.1106 (RStudio Team, 2021). Thiel-Sen regresjoner var gjennomført ved bruk av pakken «zyp» (Bronaugh and Werner, 2019). Figurer er laget i ved hjelp av «ggplot2» (Kassambara, 2019; Wickham, 2016).

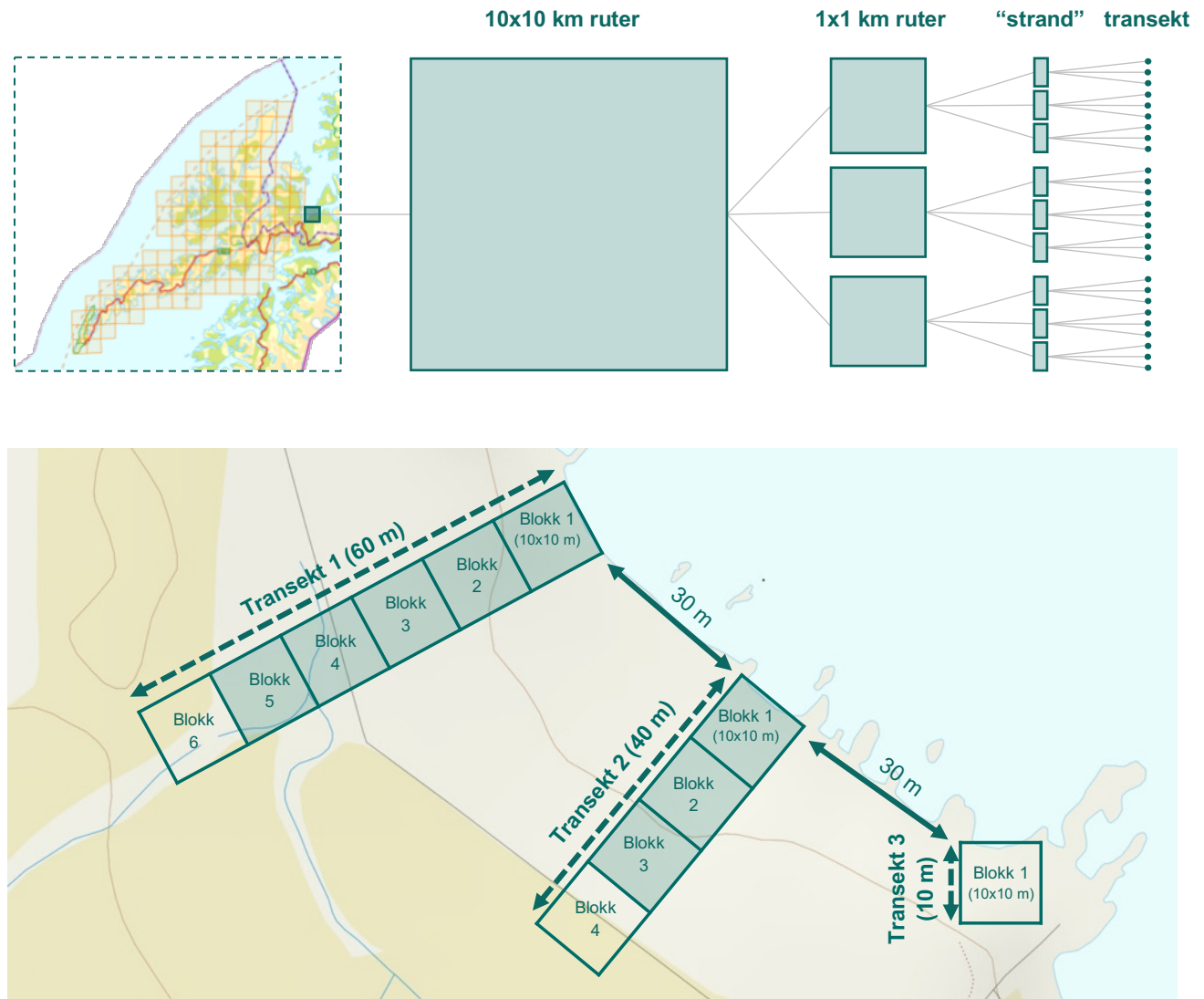
2.2 Kvantitativ kartlegging av strandsøppel

2.2.1 Studiedesign

En svakhet ved folkeforskningsdata knyttet til strandryddeaksjoner er at strandryddere som regel vil sette søkelys på de mest forsøplete områdene. Denne type data er derfor automatisk skjeve, og en kan dermed ikke generalisere mengde søppel langs kystlinjen som helhet basert på data fra ryddeaksjoner. Representative kvantitative data er derfor samlet inn uavhengig av folkeforskningsdata fra strandrydding for å kartlegge forsøplingsgrad og variasjon i disse.

De fleste klassiske statistiske metoder er basert på at studiedesignet bygger på sannsynlighetsbasert prøvetagning, eller med andre ord at forskjellige lokaliteter har lik sannsynlighet for å bli valgt til å være med i studien (Brown and Williams, 2019). For å frembringe solide kvantitative data har vi derfor gjennomført et feltarbeid etter en standardisert metode hvor søppel registreres i transekt på tilfeldig utvalgte lokaliteter. Lokalitetene er tilfeldig utvalgt slik at de er så representative som mulig for kystlinjen som helhet. For at dataene skal være representative er det viktig at lokasjonsvalgene ikke er partiske mot en spesiell type kyst (f.eks. sandstrender, lett tilgjengelige turområder) eller forsøplingsgrad (f.eks. kjente rekviker). Den tilfeldige utvelgelsen er gjort i et hierarkisk system hvor lokaliteter (strender) var nestet innad i 1x1 km ruter som igjen var nestet i 10x10 km ruter for også å kunne analysere forskjellige skala av romlig variasjon (Haarr et al., 2019b). Kysten i hver region var delt inn i et rutenett på 10x10 km og ruter velges tilfeldig for prøvetagning. I tillegg ble hver 10x10 km rute delt inn i 1x1 km ruter, hvor tre av disse ble tilfeldig valgt for prøvetagning (Fig. 3). Lokasjoner var tre ulike 100 m strekk med kystlinje innenfor disse 1x1 km rutene. Lokasjonene ble spredt så mye som mulig slik at det var ett 100 m strekk i hver ende av strekningen i en rute og ett i midten.

Fremkommelighet var i utgangspunktet ikke tatt i betraktning under lokasjonsvalg og båttransport ble arrangert der det var nødvendig, men det var noen tilfeller hvor det ikke var mulig å ivareta HMS på en forhåndsvalgt lokalitet (f.eks. utrygg klippe) og hvor lokaliteten ble flyttet til nærmeste trygge tilgangspunkt. Innenfor hver lokasjon ble det registrert søppel i tre 10 m brede transekt med 30 m mellom hver.



Figur 3: Studiedesign for kvantitativ kartlegging av strandsøppel. (a) Hierarkisk oppbygging av lokalitetsvalg. Et antall 10x10 km ruter velges tilfeldig i hvert fylke. Deretter velges tre 1x1 km ruter tilfeldig innenfor hver valgte større rute. Innenfor de mindre rutene velges tre 100 m strekk («strander») med så stor spredning som mulig mellom. Innenfor hver «strand» legges tre transekt for registrering. (b) Oppbygging av registrering på en «strand» hvor tre 10 m transekt legges med 30 m mellomrom. Hvert transekt bygges opp av 10x10 m blokker som fortsetter inn i terrenget til det ikke lenger ligger søppel (øverste rute er tom).

Antall 10x10 km ruter som ble registrert i en region eller fylke ble bestemt ut fra tilgjengelig budsjett og dermed tilgjengelige feltdager. Data ble først samlet inn fra Aust-Agder og Øst-Finnmark våren og sommeren 2019 som en del av et annet prosjekt (MAP)¹⁵. De første dataene dedikert til KvantepSprang ble samlet inn i Indre Oslofjord høsten 2019, deretter i Vest-Agder og Troms og Finnmark våren og sommeren 2020, fulgt av en gjentakelse og utvidelse av lokaliteter i Indre Oslofjord høsten 2020, og til slutt i Møre og Romsdal våren 2021.

¹⁵ SALTs nettside beskriver prosjektet: <https://salt.nu/prosjekter/marine-debris-action-planner-map>

I Indre Oslofjord var totalt ti 10x10 km ruter med samlet kystlinje på 459 km tilgjengelig for lokasjonsvalg. I Agder var totalt 19 (2064 km kystlinje) og 27 (2400 km kystlinje) 10x10 km ruter tilgjengelig for lokasjonsvalg i henholdsvis Aust- og Vest-Agder. I Møre og Romsdal ble dataregistrering snevret inn til et mindre område (ni 10x10 km ruter med 388 km kystlinje tilgjengelig for lokasjonsvalg). Dette for å teste hvor vidt presisjon på mengdeestimat øker ved å øke antall registreringer i et begrenset område. I Troms og Finnmark ble fire underområder valgt ut ettersom kysten i fylket var altfor lang til å dekkes med tilgjengelige ressurser: øyene Vannøya og Rebbenøya og omegn langs den ytre kysten av Troms (totalt 16 10x10 km ruter med samlet kystlinje på 674 km tilgjengelig for lokasjonsvalg), indre deler av Altafjorden og Porsangerfjorden i Vest-Finnmark (totalt 26 10x10 km ruter med samlet kystlinje på 808 km tilgjengelig for lokasjonsvalg), rundt Nordkynhalvøya lengst nord i Øst-Finnmark (inkluderer Norges nordligste fastlandspunkt Kinnarodden) (totalt 20 10x10 km ruter med samlet kystlinje på 684 km tilgjengelig for lokasjonsvalg), og rundt Varangerhalvøya lengst øst i Finnmark (totalt 21 10x10 km ruter med samlet kystlinje på 409 km tilgjengelig for lokasjonsvalg).

Datainnsamlingen ble gjennomført i omtrentlig samme tidsrom innenfor hvert område (f.eks. over en 4-ukers periode i juni/juli). Det ble ikke gjennomført gjentatte registreringer, med unntak av Indre Oslofjord hvor 8 strender ble registrert under høsten to år på rad, og tidsmessig variasjon (sesongvariasjon og årlig variasjon) ble derfor generelt sett ikke målt. Dataene representerer derfor et øyeblikksbilde av forsøplingen i område i den gitte sesongen og året undersøkt. Dette øyeblikksbildet kan endre seg over tid ettersom mengden strandsøppel er dynamisk – søppel skylles opp langs kysten og skylles ut på havet igjen i en kontinuerlig sirkel hvor den dominerende prosessen varierer etter blant annet vær og vind og bølger eller endringer i søppeltilførselen (Brennan et al., 2018; Critchell and Lambrechts, 2016; Haarr et al., 2020; Solbakken et al., 2022); i tillegg er det eksisterende ryddeaksjoner i mange områder som midlertidig endrer øyeblikksbildet. Et slikt øyeblikksbilde kan for øvrig, dersom en tilstrekkelig mengde lokaliteter registreres, gi en god oversikt over romlige trender og variasjon som videre kan legges til grunn som en baseline for overvåking.

2.2.2 Datainnsamling

2.2.2.1 Søppel tetthet og -sammensetning

Selv om det hadde vært ønskelig å kombinere kvantitativ datainnsamling med analyser av sammensetning og kilder, er dette svært tidkrevende og kan derfor ikke gjennomføres i stor romlig utstrekning med replikasjon på mange strender. For å kunne si noe om gjennomsnittlig eller «normal» mengde strandsøppel i en region er det behov for data fra et stort antall lokaliteter. Under kvantitativ kartlegging ble det derfor samlet inn enklere data fra så mange lokaliteter som mulig.

Alt synlig søppel (mikroplast registreres ikke) ble registrert i de tre transektene per lokasjon. Det kan være stor variasjon i hvor langt innover i landskapet søppel er skylt opp. For å hente inn kunnskap om denne variasjonen ble hvert transekt bygget opp av 10x10 m blokker (Fig. 3). Den første blokken startet ved høyvannsmarket, og nye blokker «bygd på» innover 90° fra vannlinjen til de dekket tangbeltet og til det ikke var mer søppel å finne innover på land; den siste blokken var tom. Som et resultat av dette varierer transektene i lengde, men hele søppelbeltet ble registrert. I etterkant er det mulig å standardisere lengden på transektene under statistiske analyser. For hver 10x10 m blokk ble søppelet sortert i gjenstander som med sikkerhet stammet fra maritime aktiviteter (f.eks. fiske, akvakultur, shipping), og gjenstander som enten stammet fra landbaserte aktiviteter (f.eks. bygg- og anleggsvirksomheten) eller som kan stamme fra både sjø- og landbaserte aktiviteter (f.eks. drikkeflasker og matemballasje som brukes både på land og til havs) (Fig. 4). Søppelet ble deretter videre delt inn i fire grove størrelseskategorier basert på lengde (0,5 – 20 cm, 20 – 50 cm, 50 – 100 cm og >100 cm langs lengste akse). To kildekategorier og fire størrelseskategorier resulterte i totalt åtte kategorier. Søppel i de tre største størrelseskategoriene ble samlet inn og veid samlet for hver kategori. Små gjenstander <20 cm ble tallet *in situ* og vekten estimert; dette ble gjort for å spare tid i felt og på den måten samle inn mer data. Små gjenstander av ukjent/landbasert opprinnelse antas å i gjennomsnitt veie 4,8 g ($r = 0,99$). Små maritime gjenstander antas å veie 4,1 g i gjennomsnitt ($r = 0,76$). Begge estimat er basert på 68 registreringer av totalt 18 445 søppelbiter i Lofoten og Vesterålen i 2018 (SALT, upubliserte data).

I tillegg til søppel, ble det i hver blokk også registrert substrat. Kystlinjen er variert og mens mange strender kun består av sand er også mange andre substrat som svaberg og rullestein representert. I tillegg ligger det ofte søppel bak selve stranden og inn i vegetasjonen ovenfor. Prosentandelen av forskjellige substrat innad i hver blokk ble derfor registrert for å undersøke om det er en sammenheng mellom type substrat og søppeltetthet. I analyser ble strender hvor den nederste strandsonen (første 10 m blokk i transektet) besto av over 50 % av én substrattype klassifisert som dette substratet. Kategorier brukt inkluderte (1) sediment (hovedsakelig sand, men dekker også mindre partikler), (2) rullestein (dekker løse steiner fra 2 mm til 25 cm i diameter), (3) kampestein (dekker steiner større enn 25 cm i diameter), (4) berg, (5) vegetasjon og (6) blandet dersom ingen av disse substratkategoriene dekket mer enn 50 % av arealet.



Figur 4: Eksempler på søppel fra (a) maritime og (b) landbaserte/ukjente kilder. (Foto: SALT / Marthe Larsen Haarr)

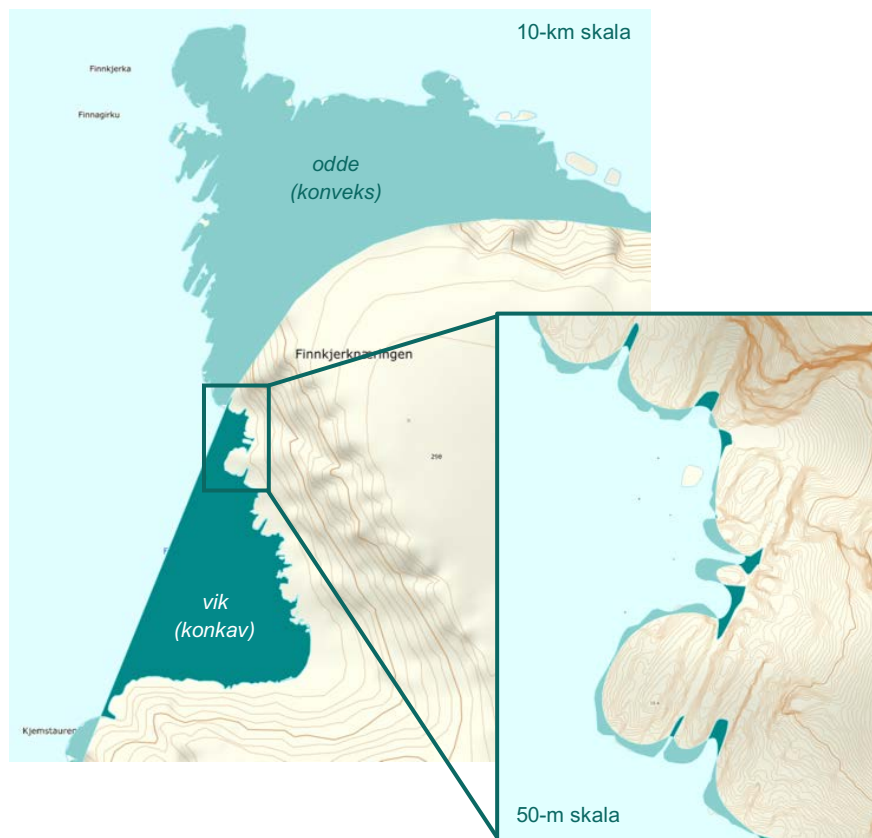
2.2.2.2 Innhenting av stedbaserte variabler

Variabler som kan tenkes å forklare en viss andel av romlig variasjon i søppeltetthet, og som kan fremstilles ved hjelp av grunnleggende GIS-analyser (Geographic Information Systems), ble hentet ut innenfor tre hovedkategorier: (1) variabler som antas å påvirke søppelakkumulering når det først har blitt skylt i land, (2) variabler som antas å påvirke sannsynligheten for at søppel ankommer en lokalitet, og (3) variabler som antas å påvirke mengden søppel i sirkulasjon i nærområdet.

Helningsgrad er den stedbaserte variabelen som antas å ha størst påvirkning på akkumulering av søppel. Substrat antas også å ha stor betydning for akkumulering og data på substrat ble samlet inn i felt (Haarr et al., 2019b; Hardesty et al., 2017). Gjennomsnittlig helningsgrad, eller med andre ord hvor bratt et transekt var, ble estimert for de første 10 m og 30 m innover land fra vannkanten i hvert transekt. Til dette ble det brukt en DEM (Digital Elevation Model) med 1 m oppløsning¹⁶. Det er tidligere vist at det er lav sannsynlighet for søppelakkumulering på svært bratte strender i Lofoten, men dette har ikke vært undersøkt bredere langs norskekysten (Haarr et al., 2019b).

¹⁶ Hentet fra <https://hoydedata.no/LaserInnsyn/>.

Kurvatur og vindutsatthet ble vurdert som variabler som antas å påvirke sannsynligheten for at søppel ankommer en lokalitet (Brennan et al., 2018; Haarr et al., 2019b; Hardesty et al., 2017; Willis et al., 2017). Kurvatur, eller hvor vidt en strand eller transekt ligger i en vik eller på en odde, avhenger av skala (Fig. 5). I et kart skaper kystlinjen en polygon. For å fastsette hvor vidt et strekk kystlinje er konkav (ei vik) eller konveks (en odde) ble denne polygonen forenklet for å jevne ut kystlinjen ved å redusere oppløsningen. Jo høyere graden av forenkling, jo lavere er oppløsningen og jo jevnere blir kystlinjen. Ved å sammenligne den originale kystlinjen i høy oppløsning med den forenklete kystlinjen kan en se hvor vidt den høyoppløselige kystlinjen er konveks eller konkav i forhold til den forenklete (Fig. 5). Dette ble gjennomført med forenkling over 50 m, 100 m, 500 m, 1 km, 10 km og 50 km. Kurvaturen basert på hver skala representeres av en numerisk verdi for hvert transekt hvor negative verdier tilsvarer konkavitet og positive verdier tilsvarer konveksitet. Jo høyere den absolutte verdien, jo mer konveks eller konkav er kystlinjen.



Figur 5: Hvor vidt et punkt ligger på en odde eller i en vik er et spørsmål om skala. For å beregne kurvatur ble kystlinjen «glattet ut» over forskjellige skala. Hovedkartet viser kysten jevnet over en 10-km skala, og utsnittet viser kysten jevnet over en 50-m skala. Lyse områder er odder (konvekse) og mørke områder vik (konkave). Kartutsnittene er hentet fra GRID-Arendals interaktive kartløsning <https://mdap.grida.no/>.

Vindutsatthet ble beregnet etter følgende formel:

$$\text{vindutsatthet} = \sum_{i=1}^{15} (V_i * P_i * F_i)$$

hvor i tilsvarer himmelretning (delt inn i 15 intervaller på $24^\circ = 360^\circ$ til sammen), V tilsvarer gjennomsnittlig vindstyrke, P tilsvarer gjennomsnittlig andel av tid vinden blåser fra gitt himmelretning, og F tilsvarer den

tilgjengelige avstanden med åpent hav vinden kan tilbakelegge før den treffer land¹⁷. Gjennomsnittlig vindretning og -styrke ble beregnet basert på 30 år med vinddata (1987 - 2017)¹⁸. Produktet av vindstyrke, tid vinden blåste fra den retningen, og avstanden vinden kan tilbakelegge ble summert for alle de 15 himmelretning-intervallene på 24° for å oppnå én numerisk verdi for vindutsatthet per transekt. For himmelretninger mot land tilsvarer avstanden vinden kan tilbakelegge over åpent hav null, og derfor er også produktet med vindstyrke og -retning lik null; det er derfor kun sjøsiden av et transekt som bidrar til verdien. Jo høyere verdien, jo mer vindutsatt er transektet. En annen metrikk for vindutsatthet ble også beregnet etter samme formel, men hvor vindstyrke var utelatt. Pålandsvind er påvist å påvirke strandsjøppelakkumulering andre steder, men på ulike måter (Blickley et al., 2016; Brennan et al., 2018; Olivelli et al., 2020; Prevenios et al., 2018; Williams and Tudor, 2001; Willis et al., 2017).

Befolkningstetthet og avstand til nærmeste vei er variabler som antas å påvirke mengden søppel i sirkulasjon i nærområdet. Det er ofte en negativ korrelasjon mellom avstand til nærmeste befolkningssentrum og søppeltetthet på strender, antakelig fordi nærhet til tett befolkede områder betyr nærhet til utslippspunkter for søppel fra landbaserte kilder (Fazey and Ryan, 2016; Hardesty et al., 2017). Avstand til vei kan også påvirke søppeltetthet både ved at forsøpling øker ved lett tilgjengelige strender, antagelig på grunn av direkte forsøpling fra besøkende, eller ved at lett tilgjengelige strender er renere, antagelig fordi besøkende rydder (Hardesty et al., 2017; Willis et al., 2017). Det er ukjent hva som er tilfellet langs norskekysten. Befolkningstetthet ble beregnet i 1-km, 5-km, 10-km og 50-km radier rundt hvert transekt¹⁹.

2.2.3 Statistiske analyser

2.2.3.1 Generell søppeltetthet og -mengder

Søppeltetthetsdata er ikke normalfordelte og har en tendens til å hovedsakelig bestå av lave tall med en lang hale til høyre, med spredte høyere observasjoner. Dette gjør dataanalysen krevende ettersom gjennomsnittsverdier vil være sterkt påvirket av ekstremverdier og ikke nødvendigvis representative for flertallet av dataene. Middelerverdier påvirkes ikke av ekstremverdier på samme måte, og generelle trender i «vanlig» søppeltetthet og variasjon i dette ble analysert ved bruk av en «median polish» metode hvor transekt nestes i strender og den overordnede middelerverdien justeres basert på middelerverdiene for strendene (Tukey, 1977). Slik nesting av data i analyser er nødvendig ettersom transekt ikke er reelle uavhengige datapunkter grunnet romlig autokorrelasjon (Dale and Fortin, 2002; Griffith, 2005).

Denne analysen ble gjennomført for hvert fylke eller region som helhet for både antall gjenstander og samlet vekt per transekt, men også for grupperinger innad i fylkene eller regionene der dette var relevant (f.eks. tidligere Aust vs. Vest-Agder). En randomiseringsprosedyre ble brukt for å finne sannsynligheten for at eventuelle forskjeller i de overordnede middelerverdiene for hver region var reelle. For å gjennomføre denne oppfølgingsanalysen ble alle strender samlet i en felles datapool og deretter tilfeldig allokert til en region (eller underregion/år for sammenligninger innad i regioner) og median polish analysen gjentatt. Dette ble gjennomført 1000 ganger for hver sammenligning. Hvilket prosentil i disse 1000 randomiseringene de observerte middelerverdiene faller innenfor sier noe om sannsynligheten for å oppå disse verdiene ved en tilfeldighet. Dersom en observert verdi faller i det 99. prosentilet av randomiseringene, for eksempel, er det høyst usannsynlig at denne middelerverdien hadde blitt observert ved en tilfeldighet dersom ingen reell forskjell mellom regionene (eller underregionene/ år) eksisterer.

I tillegg til middelerverdier, ble også gjennomsnittet og fordelingen av søppeltetthet undersøkt ved å tilpasse negative binomiske fordelinger til rådataene for hvert transekt (med andre ord uten å anerkjenne dataenes hierarkiske natur hvor transekt er nestet innenfor strender). En negativ binomisk fordeling er godt egnet for å beskrive antall-data som er svært skjevfordelte med en høy andel lave verdier og enkelte høyere verdier som

¹⁷ Beregnet ved hjelp av et verktøy utviklet av USGS (U.S. Geological Survey) (Finlayson, 2006; Rohweder et al., 2012). Tilgjengelig fra https://www.umesc.usgs.gov/management/dss/wind_fetch_wave_models_2012update.html

¹⁸ Hentet fra Remote Sensing Systems: Cross-Calibrated Multi-Platform (CCMP) Wind Vector Analysis Product. <http://www.remss.com/measurements/ccmp/>

¹⁹ Basert på befolkningstall fra Statistisk Sentralbyrå: <https://kart.ssb.no/>

drar opp gjennomsnittet (Zuur and Ieno, 2016). Fordelingen beskrives at gjennomsnittsverdien (kalt μ) og en skjevhetsparameter (kalt r) som kontrollerer hvor forskjøvet flesteparten av datapunktene er til venstre for gjennomsnittet (Zuur and Ieno, 2016). Ved å beholde vekt i måleenheten gram forblir også disse hele tall ettersom søppel var veid med en nøyaktighet på + 5 - 10 gram. Målt vekt for gjenstander over 20 cm ble derfor modellert med samme fordeling. Bootstrapping med 10 000 repetisjoner ble brukt til å skape konfidensintervaller rundt gjennomsnittet og skjevhetsparameteren for hver fordeling (beskrivelse av rådata per region eller underregion). Bootstrapping er en teknikk hvor et utvalg av datapunkter plukkes tilfeldig fra rådataene, fordelingen og parameterne beregnet igjen for dette mindre datasettet, og dette gjentas igjen og igjen for å gi et bilde av hvor sikre en er på parameterens verdier (Davison and Hinkley, 1997).

Den totale mengden søppel (antall gjenstander) ble estimert ved å tildele hvert 10-m strekk langs kysten i de aktuelle områdene en tilfeldig tetthetsverdi basert på de tilpassede negative binomiske fordelingene og alle verdiene summert for å oppnå totalen. Dette ble gjentatt 10 000 ganger. Gjennomsnittet og skjevhetsparameteren brukt hver gang ble hentet tilfeldig fra konfidensintervallene for de samme parameterne beregnet for de aktuelle rådataene. Dette fører til en fordeling av estimat på total mengde søppel i hver region hvis presisjon reflekterer variasjonen og konfidensintervallet rundt fordelingen av rådataene, og som gir et mer realistisk bilde av forventet total mengde enn å kun skalere opp fra gjennomsnittet eller middelverdien.

Presisjon og bredden på konfidensintervall påvirkes av mengden data som legges til grunn. For å kvantifisere dette forholdet og undersøke hvordan egne data ligger an i forhold til forventet presisjon, simulerte vi data fra en negativ binomisk fordeling tilpasset alle rådataene samlet (data fra alle fylker slått sammen). Gjennomsnittet og skjevhetsparameteren fra denne fordelingen ble brukt til å simulere registreringer av transekt ved å skape tilfeldige datapunkter simulert fra en fordeling med samme parametere. På denne måten simulerte vi registreringer i forskjellige antall transekt (datapunkter) fra 10 til 10 000 med følgende replikasjonsnivå: $n=10$, $n=25$, $n=50$, $n=100$, $n=250$, $n=500$, $n=1\ 000$, $n=2\ 500$, $n=5\ 000$ og $n=10\ 000$. Simuleringer for hvert replikasjonsnivå ble gjentatt 1000 ganger. For hver simulering ble en ny negativ binomisk fordeling tilpasset de simulerte dataene og gjennomsnittet og skjevhetsparameteren beregnet, samt deres konfidensintervall ved bootstrapping. Variasjonsbredden i både parameterne og deres presisjon ble deretter sammenlignet for hvert replikasjonsnivå.

2.2.3.2 Romlige mønstre i søppeltetthet

Søppeltetthet ble ytterligere analysert for å undersøke eventuelle korrelasjoner mellom søppelmengde (i antall gjenstander) og de forskjellige stedbaserede variablene, samt substrat, der region også var inkludert i analysen. Ettersom dataene var nestet og i tillegg ikke normalfordelt ble analyser gjort innenfor et «Generalised Linear Mixed Model» (GLMM) rammeverk.

Før modelleringen startet ble stedbaserede variablene analysert opp mot hverandre for å redusere antall variabler. I modellen ble dette gjort ved å eliminere de verdiene som korrelerte sterkest med hverandre. Korrelasjonskoeffisientene for alle kombinasjoner av variabler ble beregnet. Deretter ble de gjennomsnittlige korrelasjonskoeffisientene beregnet, der hver variabel i paret med høyest absolutte koeffisient, og variabelen med høyest gjennomsnitt ble tatt ut. Dette ble repetert frem til den høyeste korrelasjonskoeffisienten mellom variabler var 0,5 (Kuhn and Johnson, 2013). Resultatet var at følgende variabler ble beholdt for analyse: gjennomsnittlig helningsgrad 10 m innover fra vannlinjen, kurvatur relativ til utjevning over 50 m, 1 km og 50 km skalaer, befolkningstetthet innenfor en 1 km radius, avstand til nærmeste vei, og vindutsatthet beregnet over en 30-års periode med vindstyrke tatt med i betraktningene.

Disse syv stedbaserede variablene, pluss region og substrat ble deretter testet opp mot søppeltetthet i en GLMM (Generalised Linear Mixed Model). Modelltilpasning ble gjort i flere steg der variablene som best forklarer variasjon i søppeltetthet, og type datafordeling ble lagt til grunn for modellen. På grunn av svært stor variasjon i verdier, og spredning mellom variabler, ble de kontinuerlige stedbaserede variablene skalert (Kuhn and Johnson, 2013). Alle variablene ble lagt til i én modell i tillegg til transekt nestet innenfor strand som en tilfeldig variabel. Deretter ble hver variabel (med unntak av den tilfeldige variabelen) etter tur tatt ut av modellen, og modellene sammenlignet ved hjelp av AIC (Akaike, 1974). Den variabelen som ved fjerning

resulterte i lavest AIC-verdi ble tatt ut og prosedyren ble gjentatt frem til laveste AIC-verdi tilhørte gjeldende modell uten at flere variabler ble fjernet (Kuhn and Johnson, 2013; Zuur and Ieno, 2016). Dette ble først gjennomført med en Poisson-fordeling, som er den enkleste fordelingen velegnet for diskrete data (som antall) (Zuur and Ieno, 2016). Disse modellene kunne ikke forklare spredningen i søppeltetthetsdataene, og predikerte også altfor få rene transekter i forhold til det som var observert i felt. Sistnevnte ble testet ved å simulere 10 000 datasett fra modellen, der andel rene transekter ble predikert, og sammenlignet med andel faktisk observerte rene transekter (Zuur and Ieno, 2016). Samme modelltilpasningsprosedyre ble derfor gjentatt med en negativ binomisk fordeling, som er mer fleksibel når det gjelder å forklare spredning i dataene enn en Poisson-fordeling (Zuur and Ieno, 2016). Dette resulterte i en modell som i tilstrekkelig grad forklarte spredningen i dataene, men som nå predikerte en altfor høy andel av rene transekt og hvor residualene viste relativt store avvik fra de forventede normalfordelte kvartilene. Prosedyren ble derfor gjentatt en tredje gang, denne gangen i en nulljustert modell sammensatt av en binomisk GLMM som predikerer hvor vidt et transekt er forsøplet eller ikke, og en null-justert Poisson GLMM (tillater kun positive verdier) for å forklare søppeltetthet dersom et transekt er forsøplet (Zuur and Ieno, 2016). Alle ni variablene ble testet i begge deler av modellen. Den endelige modellen predikerte en tilstrekkelig mengde rene transekt, og residualene avvek ikke betydelig fra de forventede normalfordelte kvartilene; noe som betyr at modellen anses som en rimelig representasjon av dataene.

Alle analyser er gjennomført i RStudio version 1.4.1106 (RStudio Team, 2021). Median polish analysen og randomiseringen var gjennomført ved bruk av pakkene «TMB» og «tidyr» (Thygesen et al., 2017; Wickham, 2021). Figurer er laget i hovedsak med «ggplot2» (Kassambara, 2019; Wickham, 2016) i kombinasjon med «ggridges» (Wilke, 2021), «packcircles» (Bedward et al., 2020) og «patchwork» (Pedersen, 2020). Statistisk modellering av søppeltetthet i relasjon med GIS-variabler var gjennomført i «glmmTMB» (Brooks et al., 2017) og visualisert ved bruk av pakken «effect» (Fox and Hong, 2009). Romlig autokorrelasjon ble undersøkt ved hjelp av semivariogram i R-pakken «RGeostats» (MINES ParisTech/ARMINES, 2021).

2.3 Strandsøppel Dypdykk

2.3.1 Studiedesign - søppelinsamling

Forebygging er det mest kostnadseffektive tiltaket mot marin forsøpling (Nelms et al., 2016; UNEP, 2011), noe som har motivert registrering av strandsøppel i henhold til standardiserte protokoller for å identifisere kildene til forsøplingen. I Norge registreres folkeforskning i Rydde, og det rapporteres på et utvalg referansesteder etter OSPAR-protokollen (Falk-Andersson et al., 2019). Erfaring fra dialog med potensielle forsøplere og erfarne strandryddere har vist at disse protokollene ikke har høy nok oppløsning til å gi forvaltningsrelevant kunnskap (Falk-Andersson, 2021). Dypdykk i strandsøppel er en protokoll utviklet for å supplere etablerte strandryddeprotokoller, og gi mer presis kunnskap om kilder til, og i visse tilfeller informasjon om årsak bak, forsøplingen. Resultater fra dypdykkanalyser har vist seg å være relevante for beslutningstakere både lokalt, regionalt, nasjonalt og internasjonalt i utarbeidelse av forebyggende tiltak (Falk-Andersson, 2021; Johnsen et al., 2019). Slike analyser kan også ved riktig studiedesign, arealmessig utstrekning og ved relativt høy ryddefrekvens brukes for å måle effekten av spesifikke regionale og internasjonale tiltak mot marin forsøpling.

I Kvantesprang er det gjennomført dypdykkanalyser av strandsøppel fra et utvalg lokasjoner langs norskekysten for å illustrere hvilken type kunnskap protokollen kan gi. Det er analysert søppel fra Agder og Troms og Finnmark i 2020, og Møre og Romsdal sommeren 2021, mens tidligere dypdykkdata fra Indre Oslofjord er syntetisert. Dypdykkdata fra Oslo har blitt samlet inn basert på andre protokoller enn det som blir brukt i Kvantesprang og gir i liten grad kunnskap om alder og geografisk opprinnelse. Disse dypdykkene ble brukt til å utvikle metoden som ble benyttet i de andre fylkene, og består dermed av noe ulik type data. For detaljert metodebeskrivelse av Dypdykk i Indre Oslofjord henvises leseren til de aktuelle rapportene fra de tidligere prosjektene «Ren kyst» (T. Drægne and Falk-Andersson, 2019) og «Plastdetektivene» (Oslofjordens Friluftsråd, 2019), samt prosjektet «Akerselva TrashTrawl» hvor søppel samlet inn fra Akerselva er analysert (Jacob et al., 2021). Det er protokollen brukt i de øvrige fylkene som beskrives videre.

Dypdykkene i Kvantestprang har i hovedsak blitt brukt til å analysere søppel fra lokasjoner på ytre kyst for å fange opp det regionale forsøplingsbildet. Vi antar at eksponerte strender på yttersida fanger opp søppel fra et større område, enn strandlinjer i beskyttede områder for eksempel inne i en fjord. Ved å analysere søppel fra yttersida vil man med stor sannsynlighet få informasjon om utslipp fra aktiviteten som foregår lokalt og regionalt. I tillegg vil marin forsøpling som transporteres med havstrømmene kunne ende opp på strender på yttersida. Om man skulle gjort analyser på søppel på innersida (f.eks. inne i fjordene) ville man i større grad fanget opp lokal aktivitet (f.eks. en oppdrettslokalitet i en fjord, et populært rekreasjonsområde, eller renseanlegg).

Dypdykkinformasjon skulle komplementere vår analyse av folkeforskningsdata fra strandrydding og kvantitative målinger av strandsøppel innsamlet i dette prosjektet. Det var derfor naturlig å gjennomføre dypdykk i de samme regionene som de kvantitative datainnsamlingene ble gjort. Det har også vært ønskelig å analysere data fra antatt ulikt påvirkede områder, men prosjektets ressurser og omfang har ikke tillatt tilstrekkelig antall replikasjoner for dette. Oppsummert har prioriteringen av dypdykklokasjoner vært som følger: (1) yttersidelokasjoner, (2) søppel fra områder med folkeforskningsdata, (3) søppel fra områder med kvantitative målinger av strandsøppel, (4) ulike geografiske lokasjoner der man forventer ulik påvirkning (eks. rekreasjonsområder, nord vs. sør, skipstrafikk, ulik påvirkning av havstrømmer). Til sist har vi måttet ha en pragmatisk holdning der mulighet for å få tilgang på søppel innsamlet av andre har vært avgjørende for valg av lokasjoner. Budsjetttrammene har begrenset muligheten til å samle inn søppel fra ideelle lokasjoner. Dataene kan derfor ikke anses som representative for fylkene som helhet, men gir informasjon om kilder til søppel på de aktuelle strendene, og illustrerer også hvilken type kunnskap dypdykkanalyser kan bidra med dersom de gjennomføres i større omfang.

2.3.2 Studiedesign – søppelkategorier analysert

Strandsøppel ble samlet inn av frivillige og transportert til et lokale for analyse. Informasjon om lokalitetene søpla kom fra ble notert av strandrydderne og inkluderte sted, ryddedato, antall meter strand ryddet, informasjon om området hadde vært ryddet tidligere og anslag over hvor rent området var etter endt rydding. Selve dypdykkene ble gjennomført i lagerhaller, eller på annet egnet sted.

Søppelet ble først grovsortert i gjenstandskategorier som antas å kunne gi detaljert kildeinformasjon. Søppel som ikke kunne gi informasjon ut over det som samles inn gjennom folkeforskning ble ekskludert (f.eks. uidentifiserbare plastbiter og ymse gjenstandskategorier med få markeringer og andre kjennetegn som kunne avsløre nasjonalitet, alder eller annen kilderelatert informasjon). Søppelfraksjonen som ble ekskludert fra videre analyse ble veid for å gi en indikasjon på andelen søppel som ble analysert i detalj. Registreringsprotokollen for den analyserte fraksjonen av søppelet er basert på innsikt fra analyser av folkeforskningsdata fra ryddeaksjoner og egne strandsøppelanalyser i Norge, samt dialog med ulike aktører, spesielt fra fiskeri- og havbruksnæringen, erfarne strandryddere og andre eksperter.

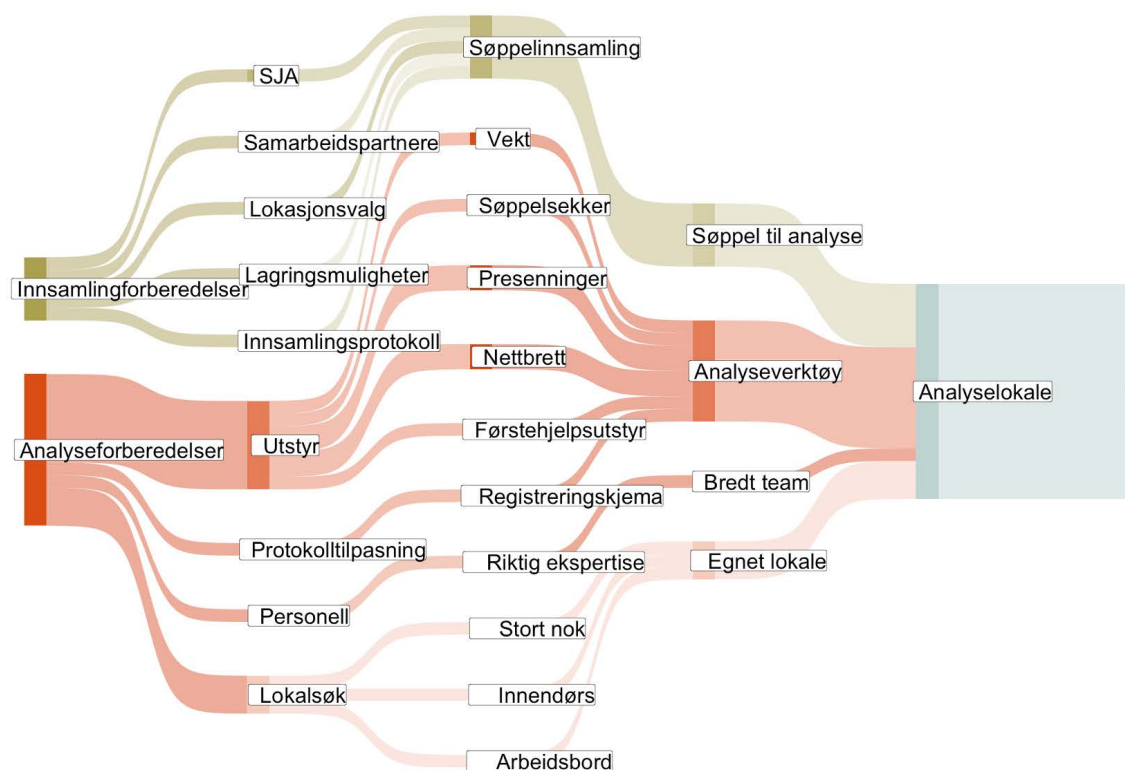
Søppelfraksjonen som ble analysert var (1) emballasje med underkategoriene drikkebokser, drikkeflasker, matemballasje, kosmetikk, vaskemidler, snusbokser og olje- og kjemikaliebeholdere, (2) poser, (3) pakkebånd (sortert videre etter enkle bånd og bunter), (4) tau (delt i over og under 1 cm diameter) og nett, og (5) fiskerirelaterte gjenstander (utover tau og nett) (Fig. 6).

Denne siste kategorien var videre delt inn i trålkuler, andre bøyer og flottører, transportbånd, pakkefilmruller og blå plastfilm (antatt å stamme fra ombordprosessering), labbetuss (sortert i enkle tråder, løse trådbunter og biter med trådene fortsatt festet i trålmatten) og en samlekategori med andre uspesifiserte åpenbart fiskerirelaterte gjenstander. Labbetuss ble skilt fra tau i dypdykkene ettersom dette er en gjenstandskategori der det diskuteres tiltak for å redusere tap fra fiskeriaktivitet²⁰. Store plastrør til plastfilm, tynn blå plastfilm, biter av transportbånd, og kveiler av pakkebånd ble i tidligere dypdykk med fiskeriekspert identifisert av

²⁰ Eksempelvis i prosjektet «Alternative materialer til plast som er brukt til snurrevadttau og trålmatter», finansiert av FHF, ledet av Sintef Ocean.

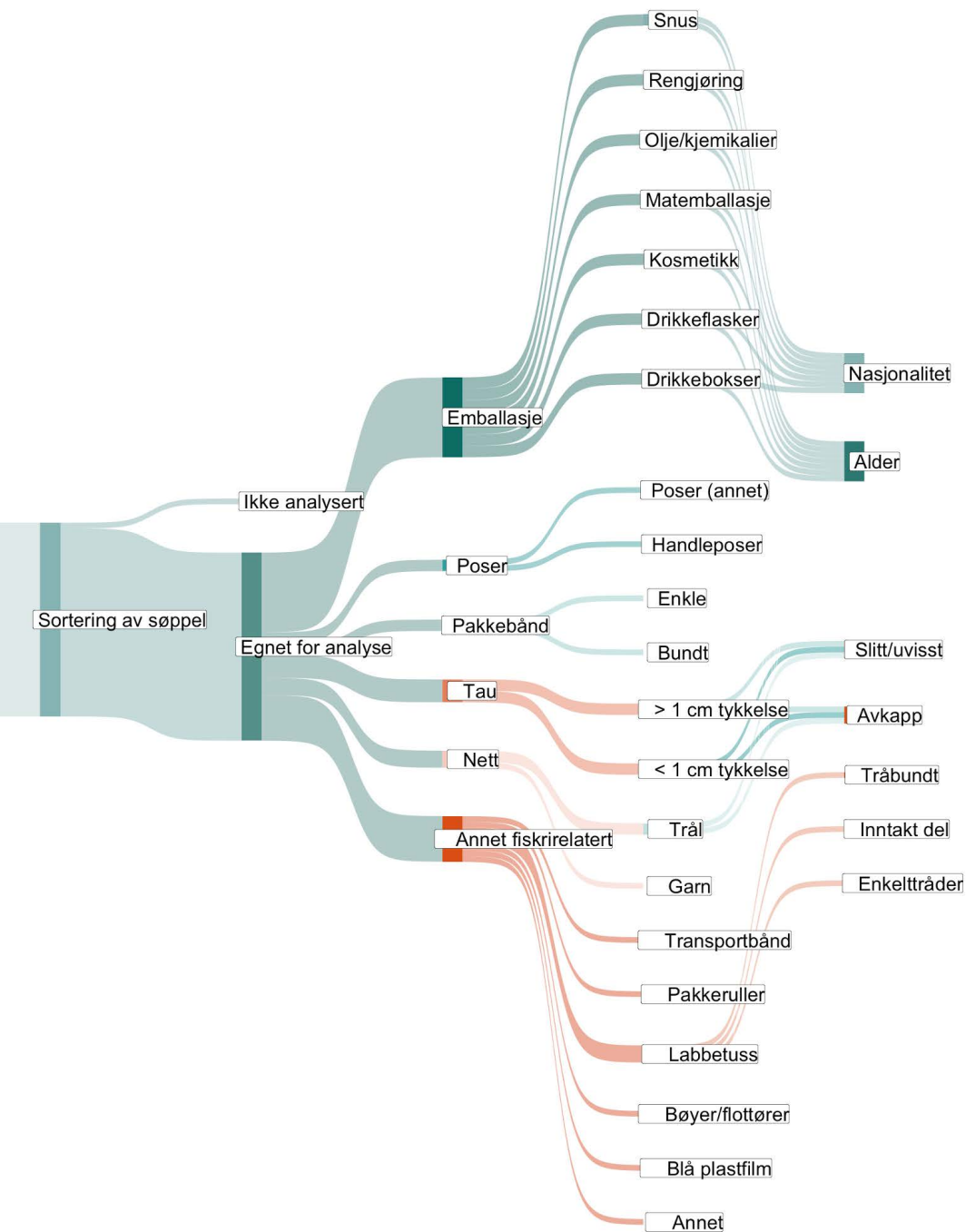
fiskere som mistet eller dumpet fra trålere med ombordprosessering og registrert fordi dette kan være indikatorer på mangelfull avfallshåndtering (Falk-Andersson and Strietman, 2019) (Fig. 7). Det ble også skilt mellom trålkuler og andre flottører ettersom trålkuler har et mer avgrenset bruksområde (og derfor kilde) enn andre flottører. Pakkebånd ble delt i to kategorier, kveiler og enkeltråder. Dette fordi kveiler av pakkebånd sannsynligvis stammer fra frysetrålere, mens enkeltråder kan ha flere ulike kilder (Drægni and Falk-Andersson, 2019; Falk-Andersson et al., 2018).

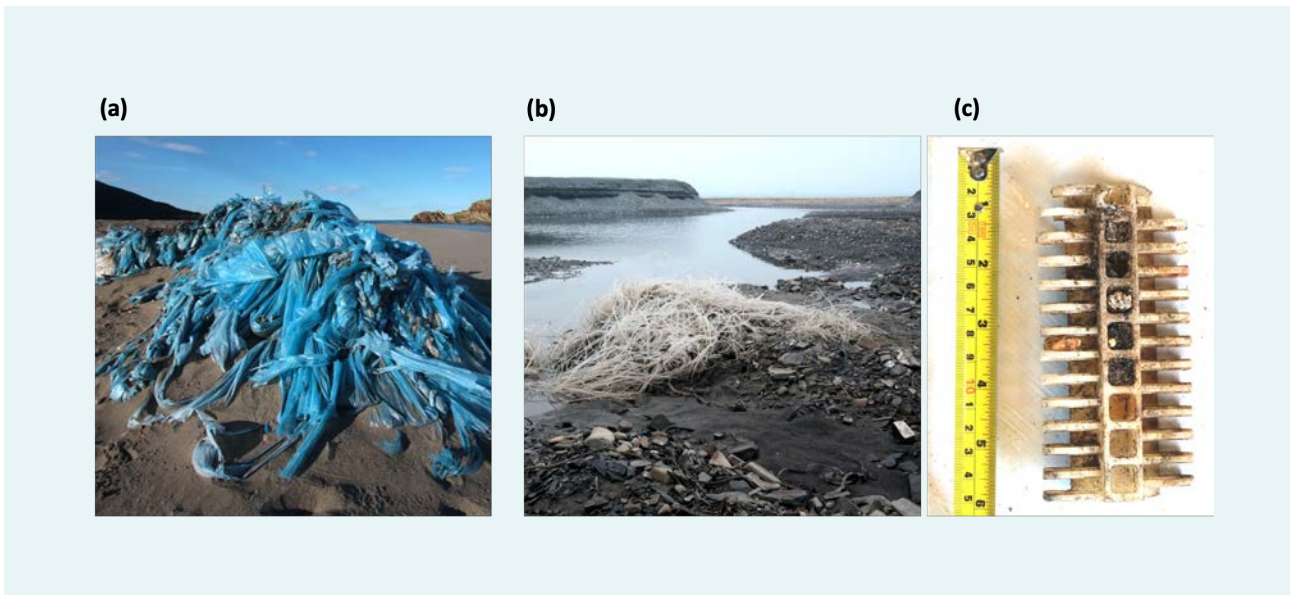
Den analyserte fraksjonen av søppelet ble videre klassifisert i to overordnede kildekategorier: gjenstander med utslippspunkt fra maritime kilder, og gjenstander med ukjent utslippspunkt (tilsvarende ved kvantitativ kartlegging). Sjøppel som ikke kunne spesifiseres som maritimt ble klassifisert som «ukjent» og ikke «landbasert», da det generelt er ukjent hvor vidt søppelet faktisk kom på avveie på land eller ved aktivitet til sjøs (f.eks. matemballasje brukes både på land og ombord på fartøy). De fleste gjenstander som ble kategorisert som maritime antas å være fiskerirelaterte gjenstander, men en del kan også stamme fra for eksempel havbruk.



Figur 6: Arbeidsflyten under planlegging og gjennomføring av dypdykk, søppelsortering og kategorier brukt under dypdykk i Agder, Møre og Romsdal, og Troms og Finnmark etter opprinnelig metodeutvikling blant annet i Indre Oslofjord.

Det er dybdeundersøkelsene (dypdykk) av den analyserbare delen av avfallet som diskuteres videre i rapporten. Dette er en viktig avgrensning da det vil si at sammensetningen av søppelet analysert ikke representerer alt innsamlet søppel fra en lokasjon. Dette i motsetning til folkeforskningen og kvantitativ kartlegging hvor en antar at mer eller mindre alt søppel på en lokasjon blir registrert. Sammensetningen av søppel analysert under dypdykk benyttes derfor kun til å gi: (1) en sammenligning av relativ tilstedeværelse av en gjenstandstype (forskjeller i andelen utgjort i vekt og antall), og (2) sammensetningen av søppel innad i en gjenstandskategori (f.eks. nasjonalitet på matemballasje, alder på drikkeflasker, kuttete eller slitte ender på tau).





Figur 7: Eksempler på gjenstander som fiskeri-eksperter har identifisert som dumpet eller mistet fra trålere med ombord-prosessering. (a) Blå plastfilm, her in situ i Finnmark. (b) Stor kveile med pakkeband, her in situ på Novaya Zemlya. Begge er sannsynligvis et resultat av fastkjørt maskineri. (c) Bit av transportbånd. (Foto: SALT / Marthe Larsen Haarr).

2.3.3 Datainnsamling og -analyse

For funnkategorien emballasje ble hver enkelt gjenstand veid, mens for de øvrige faksjonene av analysert søppel ble gjenstandene i hver kategori veid samlet. Samtlige innveinger ble gjort av søppel uten å ta hensyn til vanninnholdet i søpla, selv om det er etterstrebet at søppelet ikke skulle være utsatt for nedbør før analyse. Antall gjenstander i de analyserte fraksjonene av søppelet ble registrert.

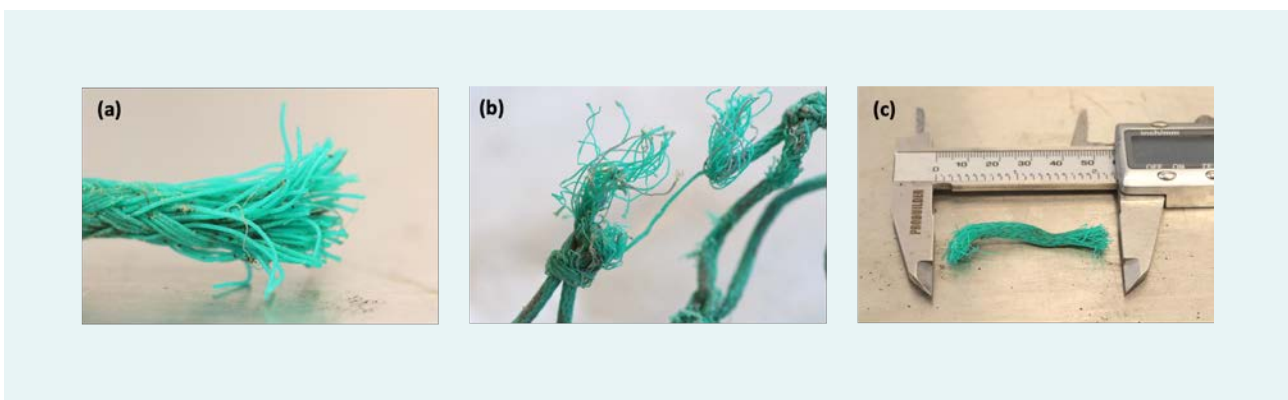
Emballasje ble forsøkt alders- og nasjonalitetsbestemt basert på analyse av tekst, logo eller merke, design, og utløps- og produksjonsdato (Falk-Andersson et al., 2021) (Fig. 8). Nasjonalitet ble registrert til høyest mulig oppløsning. Det vil si spesifikt land når det var mulig, som for eksempel Norge, Frankrike, eller USA. I noen tilfeller var det mulig å identifisere en større region, men ikke et spesifikt land. Eksempler inkluderer Norden (f.eks. merkelapper trykt på norsk, dansk, svensk og finsk), Europa for øvrig (f.eks. merkelapper trykt på engelsk, spansk, fransk og tysk), Samveldet av uavhengige stater (forkortet til CIS, inkluderer flertallet av de tidligere Sovjetstatene og karakteriseres av kyrillisk skrift), eller utenlandsk generelt (f.eks. merker som ikke er utbredt og lett tilgjengelig i Norge, men der nasjonalitet ikke kan identifiseres).

Alder ble klassifisert på to måter: først som under eller over 5 år med utgangspunkt i 2020 (gjenstander fra 2015 og nyere versus gjenstander eldre enn 2015), og deretter til konkret årstall. Årstall er stort sett kun mulig å fastslå ved bruk av utløps- eller produksjonsdato, men merk at også her er det usikkerhet knyttet til når gjenstander kom på avveie. Utløpsdato daterer en gjenstand frem i tid og den kan ga havnet på avveie før denne datoen. Mat- og drikkemballasje har generelt relativt kort holdbarhet (2-12 måneder) og datering med utløpsdato regnes derfor som relativt pålitelig (Ryan et al., 2019), men det kan finnes unntak hvor holdbarheten er vesentlig lengre og utløpsdato mindre representativt for alder. Produksjonsdato er å foretrekke der denne oppgis, ettersom den representerer datoen der gjenstanden tidligst kunne ha kommet på avveie (Ryan et al., 2019), men også her avhenger nøyaktigheten av gjenstandens brukstid. Enkelte olje- og kjemikaliekanner kan ha vært fylt gjentatte ganger, for eksempel, og vært i bruk i lang tid etter dens produksjonsdato. Produksjonsdato gjelder også kun for selve beholderen og sier lite om når den ble fylt og solgt. En ytterligere klassifisering av gjenstander som er eldre eller yngre enn fem år tillot også bruk av metoder som generelt ikke gir presise årstall, som tilstedeværelsen av en relativt ny eller utdatert logo (Falk-Andersson et al., 2021).



Figur 8: Eksempler fra alders- og nasjonalitetsbestemmelse av emballasje. (a) Norsk ølboks. Identifisert basert på tekst (norsk språk) og logo/merke (Hansa, pantemerke). (b) Norsk drikkeflaske. Identifisert basert på tekst (norsk språk) og logo/merke (Tine, pantemerke). (c) Eldre norsk yoghurtbeger. Identifisert basert på logo/merke (Tine) og utløpsdato. (d) Fritrolje, fra Storbritannia. Identifisert basert på logo/merke (Crisp 'n Dry Rapeseed Oil, solgt i Storbritannia). (e) Fransk margarinpakke. Identifisert basert på tekst (fransk språk) og logo/merke (St. Hubert, solgt i Frankrike). (f) Glass med sausmikspulver fra Storbritannia. Identifisert basert på logo/merke (Aah, solgt i Storbritannia). Merk at alle disse gjenstandene kan ha det bredere distribusjonsområde enn antatt, men brede nettsøk tilsier at gjeldende konklusjoner er mest sannsynlig. (g) Eksempel på produksjonsdato-hjul stemplet på en oljekanne. Ytre tall viser måned hvor pila i midten peker på den aktuelle måneden. Tallet inni sirkelen viser årstall. Denne kannen var produsert i mai 2009. (Foto: SALT / Marthe Larsen Haarr).

For tau ble det skilt mellom avkapp (rene kutt i to ender) og slitte tau (slitt i minimum en ende) (Fig. 9), ettersom avkapp indikerer at tauet har blitt kastet eller mistet, mens slitte tau kan være slitt av mens redskapen var i bruk (Falk-Andersson et al., 2021; Falk-Andersson and Strietman, 2019).



Figur 9: Tauanalyse. (a) Eksempel på avkapp. Merk at endene er på fibre har en tydelig kuttflate og lengden er relativt ensformig. (b) Eksempel på en del av et nett hvor endene sannsynlig er revet. Merk mangelen på tydelige kuttflater og varierende lengde på fibre. (c) Klassisk avkapp fra bøting. (Foto: SALT / Marthe Larsen Haarr).

Som hovedregel ble data fra søppelanalyser fra forskjellige strender i et fylke behandlet samlet i de statistiske analysene. Unntaket var Troms og Finnmark, hvor to av dypdykkene var gjennomført på søppel fra strender som har vært ryddet tidligere og ett var gjennomført med søppel fra en strand som antas å aldri tidligere ha

vært ryddet. Her ble dataene fra dypdykkene sammenlignet med hverandre for å undersøke forskjellen mellom strender som ble ryddet for første gang og de som har vært ryddet før. Statistiske sammenligninger ble gjort ved bruk av Chi-kvadrat tester.

Figurer ble laget ved hjelp av RStudio version 1.4.1106 (RStudio Team, 2021) og i hovedsak med «ggplot2» (Kassambara, 2019; Wickham, 2016) i kombinasjon med «ggridges» (Wilke, 2021), «packcircles» (Bedward et al., 2020) og «patchwork» (Pedersen, 2020).

2.4 Spørreundersøkelse til forvaltningen

I prosjektet ble det gjennomført en spørreundersøkelse rettet til kystkommuner i Norge, statsforvalterne og Sysselmeisteren på Svalbard for å avdekke hvilke kunnskapsbehov de har knyttet til overvåking og forvaltning av marin forsøpling innenfor sine forvaltningsområder. Denne ble sent ut i desember 2021 til de 75 medlemskommunene i Nettverk fjord- og kystkommuner (NFKK) og til alle landets 11 statsforvaltere. Undersøkelsen ble også sendt til sysselmeisteren på Svalbard. For å få et større utvalg av kommuner i de fylkene der det har blitt gjennomført feltarbeid, ble undersøkelsen i tillegg sendt til 12 vilkårlig utvalgte kystkommuner i Agder, Møre og Romsdal og Trøndelag. Det vil si at totalt 89 av Norges 356 kommuner (25 %), eller 32 % av Norges 279 kystkommuner, fikk tilsendt spørreundersøkelsen. Mottakeren hadde omtrent halvannen arbeidsuke for å sende inn svar. Svarene ble samlet inn med hjelp av den digitale tjenesten "Microsoft Forms" og eksportert til Microsoft Excel for sammenstilling og grafisk visualisering av resultat.



3. Resultater

3.1 Første innblikk

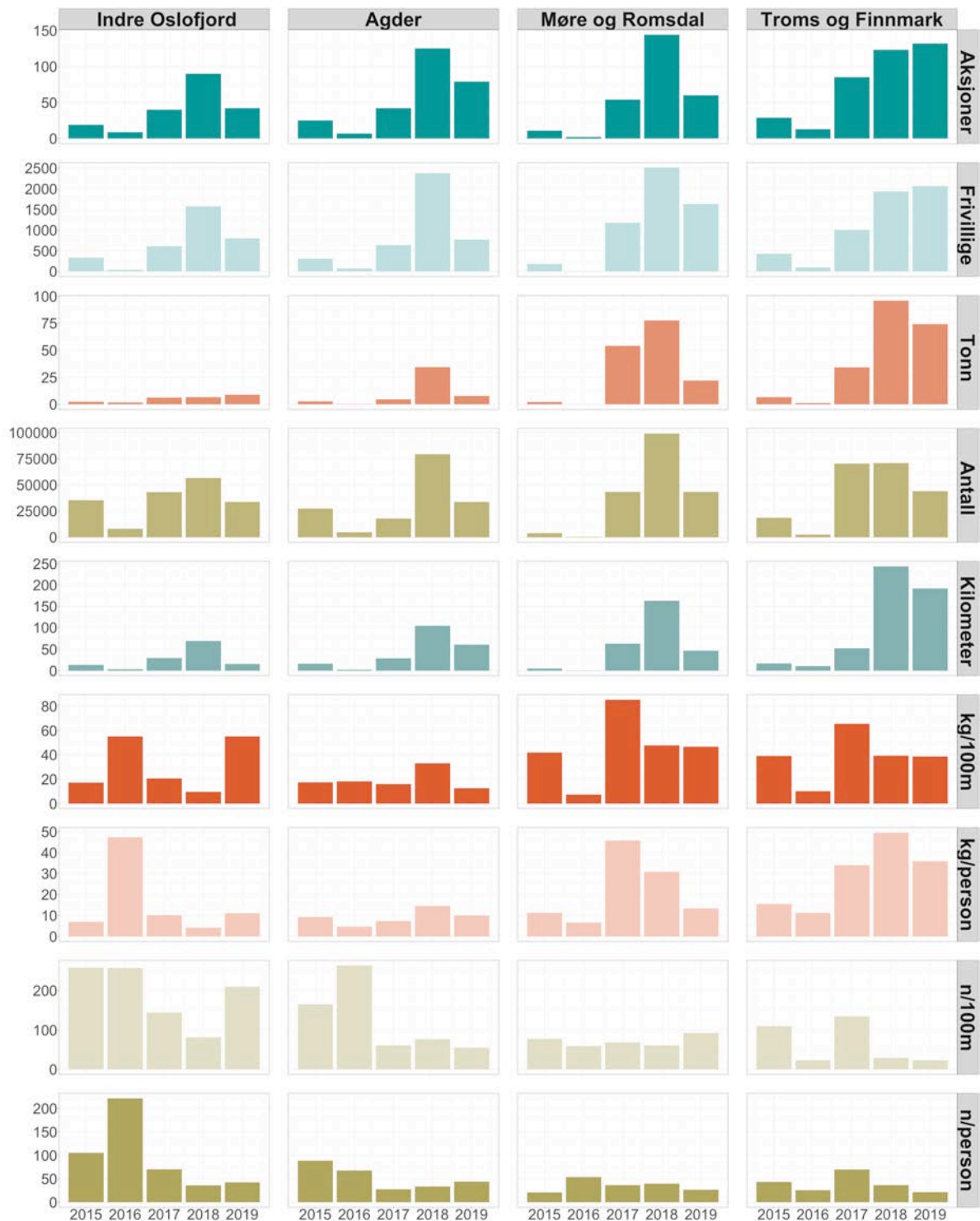
Antall frivillige ryddeaksjoner med data av tilstrekkelig kvalitet til å inkluderes i analyser varierte både mellom fylker/regioner og år (Fig. 10). Antallet registrerte aksjoner var lavest i 2015 og 2016, men omfavnet ikke aksjonene meldt inn via papirskjema. Disse er arkivert hos Hold Norge Rent, men er ikke knyttet til et geografisk punkt og oppfører hovedsakelig generelle stedsnavn. Med unntak av Troms og Finnmark hvor det har vært en relativt jevn øking i antall aksjoner per år, så var 2018 året med flest registrerte ryddeaksjoner (Fig. 10). Antall frivillige som har deltatt i ryddeaksjoner med tilstrekkelig datakvalitet, samt lengde kystlinje ryddet, har variert stort sett i takt med antall aksjoner (Fig. 10).

Strandsøppel består i hovedsak av små gjenstander, men i hvilken grad de minste gjenstandene dominerer varierte mellom fylkene (Fig. 11a). Under kvantitativ kartlegging av Indre Oslofjorden var hele 96 % av makrosøppel under 20 cm. Andelen var tilnærmet like høy i Agder (93 %), mens den var noe lavere i Møre og Romsdal (79 %) og Troms og Finnmark (75 %). I vekt, derimot, antas det at små gjenstander (< 20 cm) utgjør en ubetydelig andel av søppelet i Troms og Finnmark (1 %) og Møre og Romsdal (2 %). I disse fylkene utgjorde også de største gjenstandene (> 100 cm) størsteparten av vekten (henholdsvis 50 % og 61 % i Troms og Finnmark og Møre og Romsdal) (Fig. 11b). Samtidig antas det at små gjenstander utgjør en større del av vekten i Agder (28 %) og Indre Oslofjord (43 %). De største gjenstandene utgjorde også en svært liten andel av totalvekten i Indre Oslofjord (5 %) (Fig. 11b). Merk at vekt for de minste gjenstandene var estimert basert på en konverteringskoeffisient og avhenger derfor direkte av antall små gjenstander. Den antatte andelen små gjenstander i vekt reflekterer derfor en kombinasjon av antallet små gjenstander og vekten på større gjenstander som ble veid i felt. Den lave andelen små gjenstander i vekt i Troms og Finnmark, for eksempel, reflekterer derfor både at andelen små gjenstander i antall var lavere enn i Agder og Indre Oslofjord (selv om disse fortsatt utgjorde den vanligste størrelseskategorien), og at større gjenstander var relativt tunge.

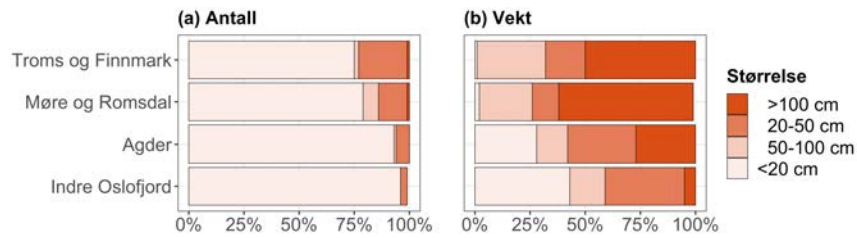
Når hvert fylke anses som en enkelt region var søppeltettheten høyest i antall i Indre Oslofjord og lavest i Møre og Romsdal (Fig. 12a). Sannsynligheten for at tettheten i Møre og Romsdal var så mye lavere enn i de andre fylkene/regionene ved en tilfeldighet er lav (Fig. 13). I vekt var tettheten også lavest i Møre og Romsdal, men høyest i Troms og Finnmark (Fig. 12b). Sannsynligheten for at tettheten i vekt i Troms og Finnmark var så mye høyere enn i de andre fylkene/regionene ved en tilfeldighet er også lav (Fig. 13). Denne forskjellen i tetthet i antall og i vekt skyldes hovedsakelig høye antall små, lette gjenstander i Indre Oslofjord og noen færre, men store, tyngre gjenstander i Troms og Finnmark (Fig. 11).

Disse resultatene er delvis speilet også i folkeforskningsdataene hvor antall gjenstander ryddet per meter kystlinje og per deltager i flere år var høyest i Indre Oslofjord (Fig. 10). Antall kilo ryddet per frivillige deltager i Troms og Finnmark var også spesielt høy de siste tre årene i tidsserien (Fig. 10). Samtidig er systematisk variasjon mellom fylkene mindre tydelig i folkeforskningsdataene. Dette skyldes nok i stor grad varierende innsats både mellom fylker og mellom år. Når lokasjonsvalg ikke er sannsynlighetsmessig (som når strender velges ut på bakgrunn av et ønske om å rydde) fører dette til skjevheter i datasettet som kan umuliggjøre måling av romlige og tidsmessige trender (Weiser et al., 2020).

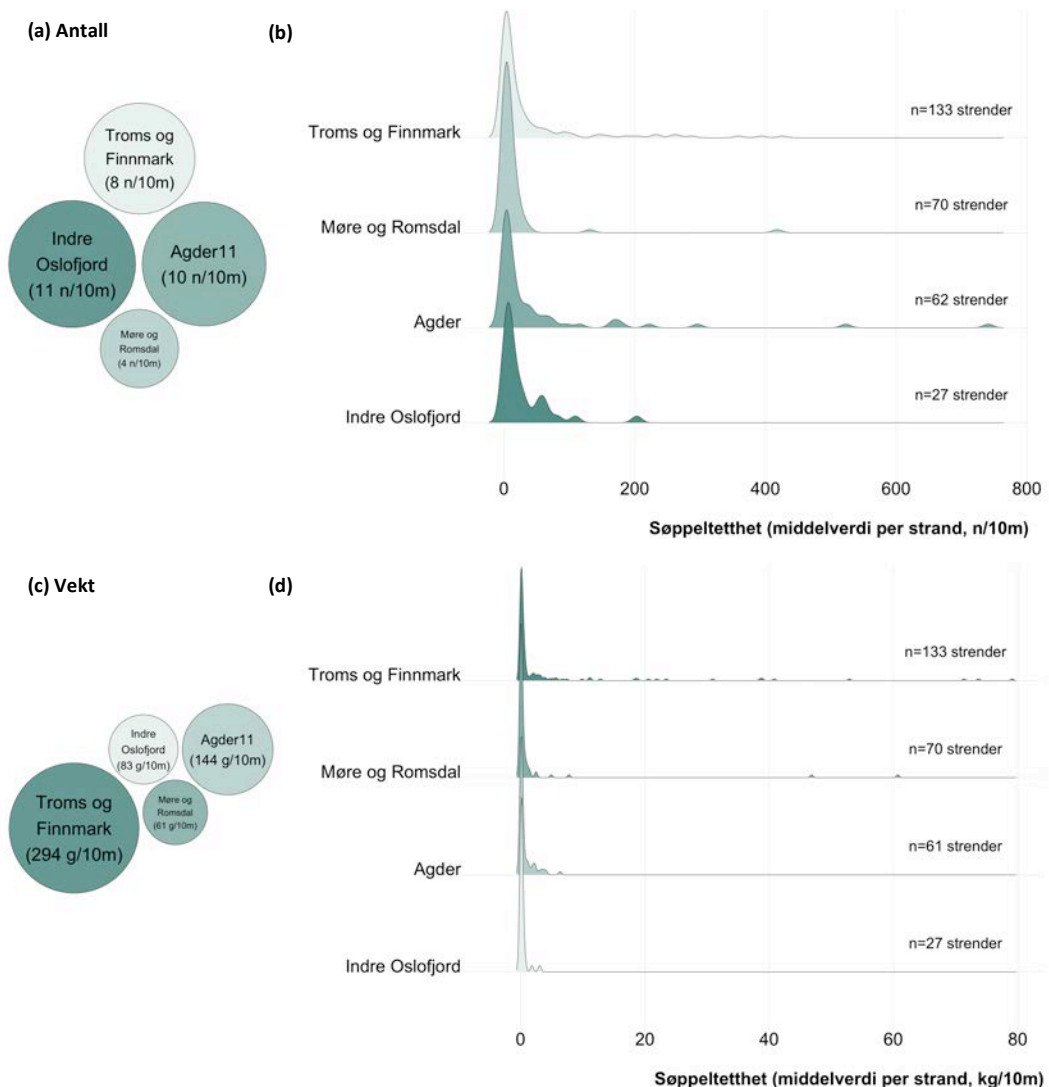
I Troms og Finnmark, Møre og Romsdal og Agder var andelen søppel som med sikkerhet stammet fra maritime kilder (i antall) rundt en tredjedel (30-36 %) basert på kvantitative kartleggingsdata. I Indre Oslofjord derimot, var denne andelen kun 4 %.



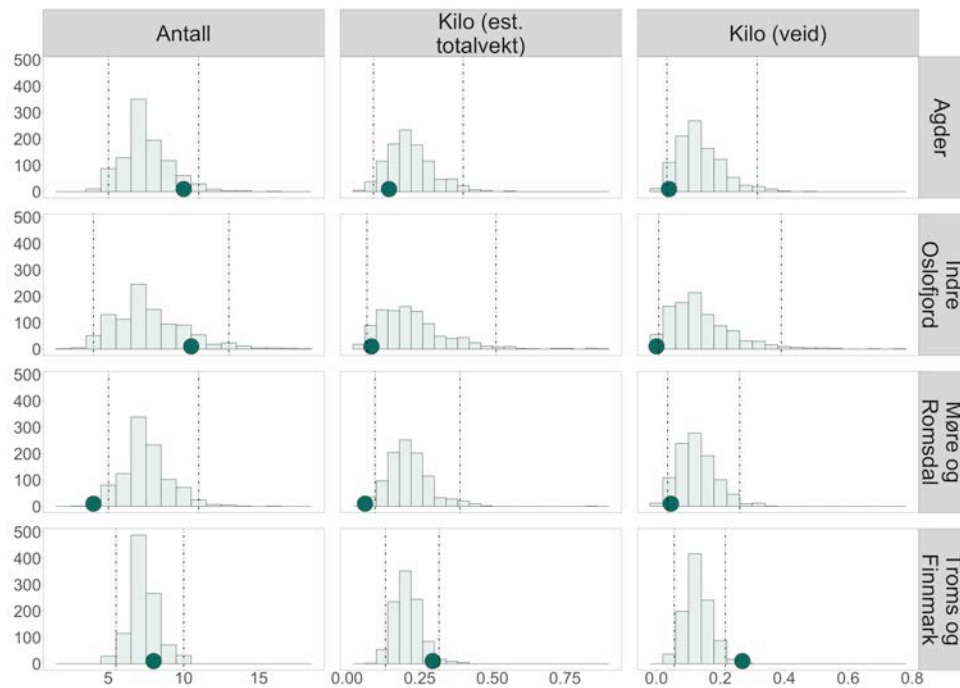
Figur 10: Visualisering av ryddeinnsats fra de samme dataene som ble brukt i analysen av frivillige ryddedata (det er med andre ord en oppsummering av de vaskede dataene, aksjoner hvor data ikke møtte kvalitetskravene er ekskludert). Merk at vekt kun er estimert totalvekt og er generelt ikke målt, dette er derfor kun et anslag som ofte er basert på antall sekker ryddet. Antall referer her til antall søppelbiter registrert. Vekt og antall per 100 m kystlinje er det overordnede gjennomsnittet per år for alle aksjoner i hvert fylke. Kilde: Folkeforskningsdata.



Figur 11: Fordeling mellom størrelseskategorier i (a) antall og (b) for søppelgjenstander registrert i hvert fylke/case-studie. Merk at søppelgjenstander under 20 cm ikke ble veid, men vekt estimert basert på konverteringskoeffisient basert på tidligere data. Gjenstander over 20 cm ble veid i felt. Kilde: Kvantitative kartleggingsdata.



Figur 12: Observert søppeltetthet per 10 m kystlinje: (a) Overordnede middelverdier i antall gjenstander for hvert fylke/region. (b) Fordeling av middelverdier (i antall) per strand innenfor hvert fylke/region. (c) Overordnede middelverdier i målt vekt. (d) Fordeling av middelverdier (i vekt) per strand. Merk at én strand i Troms og Finnmark med middelverdi = 151 kg ikke vises. Vekt er den estimerte totalvekten (reell vekt for gjenstander over 20 cm og estimert vekt for gjenstander under 20 cm). Summen under hver kurve er lik 1 og kurvens form viser hvor flesteparten av dataene lå. Alle data samlet inn i hvert fylke/region er her slått sammen. Kilde: Kvantitative kartleggingsdata.

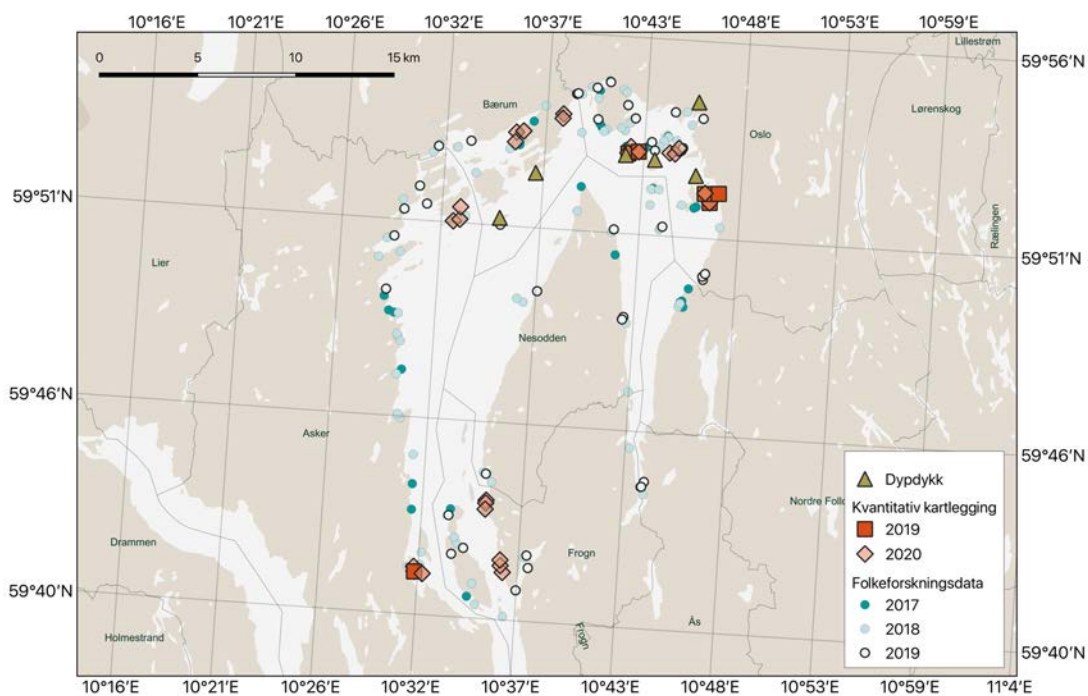


Figur 13: Resultatene fra randomisering av kvantitative tetthetsdata for å undersøke forskjellene mellom fylker/regioner i overordnede medianverdier fra Fig. 12. Punkter viser observert middelvei. Histogrammene viser fordelingen av 1000 randomiseringer; 95 % av disse faller mellom de to stiplede linjene i hvert panel. Dersom den observerte middelveien ligger utenfor disse linjene er det svært usannsynlig at en slik høy eller lav verdi i hvert fylke skyldes tilfeldigheter (den er med andre ord reelt høy eller lav).

3.2 Resultater per fylke

3.2.1 Indre Oslofjord

Det ble registrert 200 ryddeaksjoner mellom 2015-2019 med tilstrekkelig datakvalitet til å inkluderes i tidsserieanalyser (Fig. 14). 172 av disse var fra 2017 og utover og ble inkludert i analyse av sammensetning og «verstinger». Under kvantitativ kartlegging ble åtte strender registrert høsten 2019, syv av disse ble kartlagt på nytt i 2020 i tillegg til 20 ytterligere strender (Fig. 14). Totalt 3 600 gjenstander ble registrert. Det ble gjennomført seks dypdykk, hvorav fire ble gjennomført med skoleklasser som en del av Plastdetektivene (T. Drægni and Falk-Andersson, 2019; Oslofjordens Friluftsråd, 2019) (Fig. 14); i tillegg ble søppel samlet inn ved hjelp av en TrashTrawl i Akerselva i 2020 og 2021 analysert (Jacob et al., 2021).



Figur 14: Lokasjoner hvor data ble samlet inn i Indre Oslofjord.

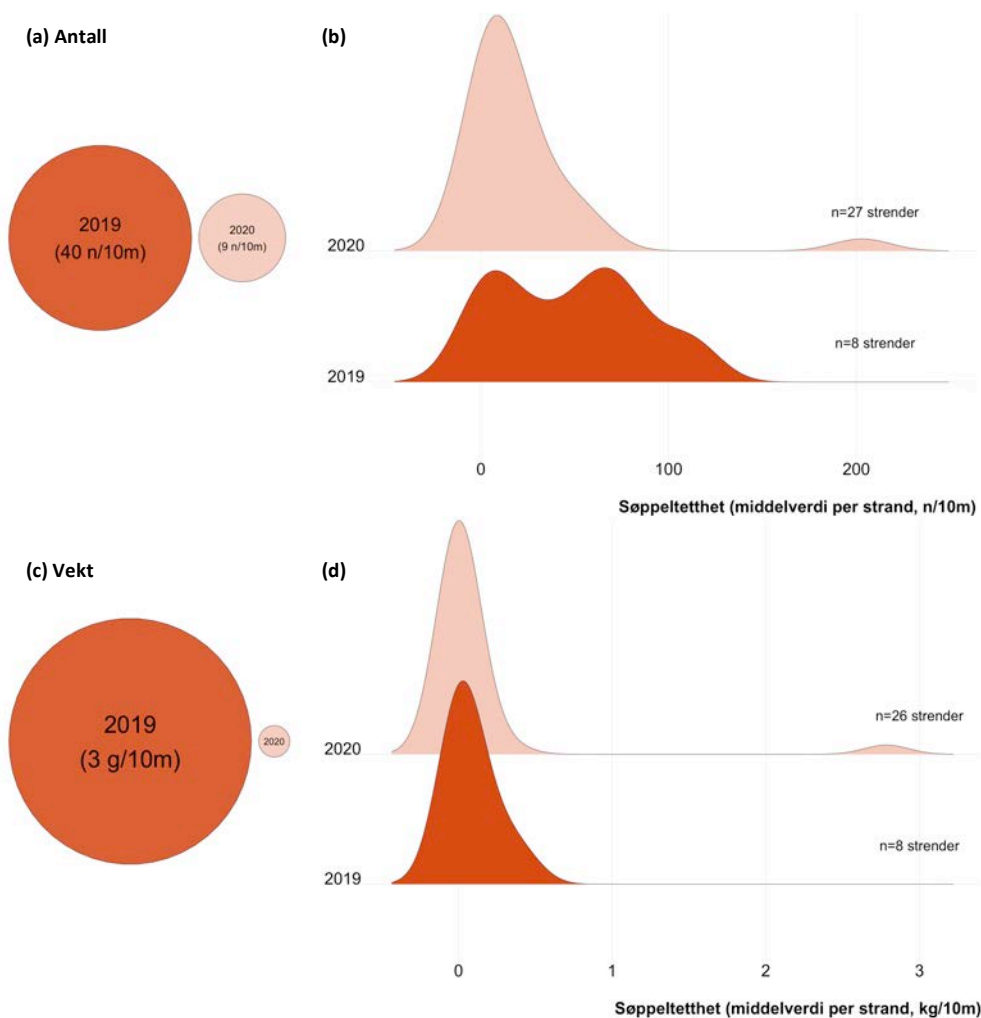
3.2.1.1 Mengder marin forsøpling i Indre Oslofjord

Tettheten av strandsøppel i Indre Oslofjord var generelt relativt høy, og middelverdien var fire ganger høyere i 2019 enn i 2020 (Fig. 15). Noen av strendene registrert i 2020 var mer forsøpelt enn noen av strendene registrert i 2019, men den observerte tettheten var generelt mye lavere i 2020 (Fig. 15). Sannsynligheten for at tettheten var så mye høyere i 2019 ved en tilfeldighet er tilsynelatende liten (Fig. 16). Samtidig er dette basert på svært få data og må derfor tolkes med noe forbehold. Det er mulig at en viss nedgang i strandsøppel i 2020 skyldes pandemien ettersom restriksjonene sannsynligvis førte til mindre trafikk i skjærgården og derfor også mindre direkte forsøpling. En nedgang i strandsøppel grunnet færre besøkende langs kysten gjennom pandemien er observert i blant annet India (Nigam et al., 2022)

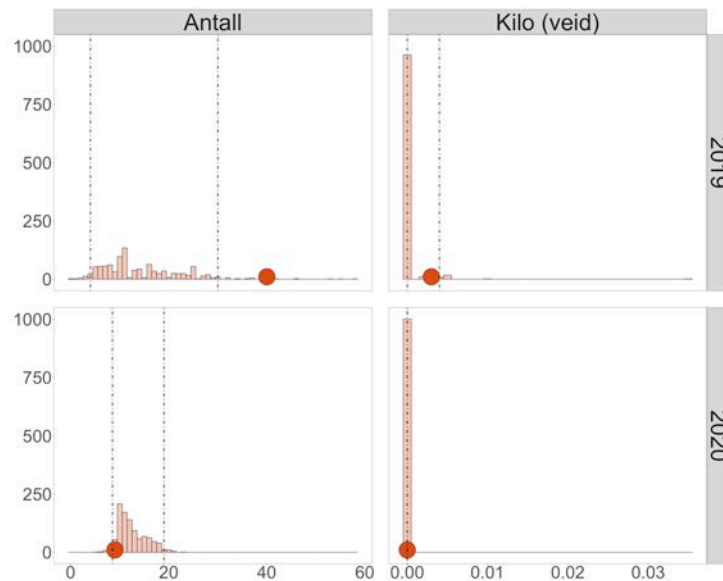
Folkeforskningsdata indikerer at ryddeeffektiviteten i Indre Oslofjord er 13 gjenstander per 10 m kystlinje i snitt (dette var skjæringspunktet for Thiel-Sen regresjonen). Til sammenligning var middelverdien ved kvantitativ kartlegging hele 40 gjenstander per 10 m i 2019 (merk at dette var basert på svært få strender og at nøyaktigheten derfor er tvilsom), men kun 9 gjenstander per 10 m i 2020. Ettersom det ved kvantitativ kartlegging brukes en sannsynlighetsbasert metode for lokasjonsvalg er det forventet at estimatet basert på folkeforskningsdata vil være høyere da frivillige selv velger hvor de vil rydde, og da ofte vil velge mer forsøpelt

lokaliteter. Det er også usikkerhet knyttet til nøyaktigheten av estimat gjort av de frivillige (f.eks. estimert antall av samme gjenstand, estimert lengde kystlinje ryddet). Samtidig var antall ryddeaksjoner høyere enn antall strender kartlagt kvantitativt og derfor basert på flere data. Det antas at folkeforskningsdata er skjeve mot mer forsøpente områder og at disse representerer de mest forsøplede områdene langs kysten. I dette tilfellet er ikke resultatene helt tydelige og det trengs mer data for å belyse romlig og tidsmessig variasjon i forsøplingsgrad. Det var ingen målbar endring i ryddeeffektiviteten over tid i perioden 2015-2019 (Fig. 17).

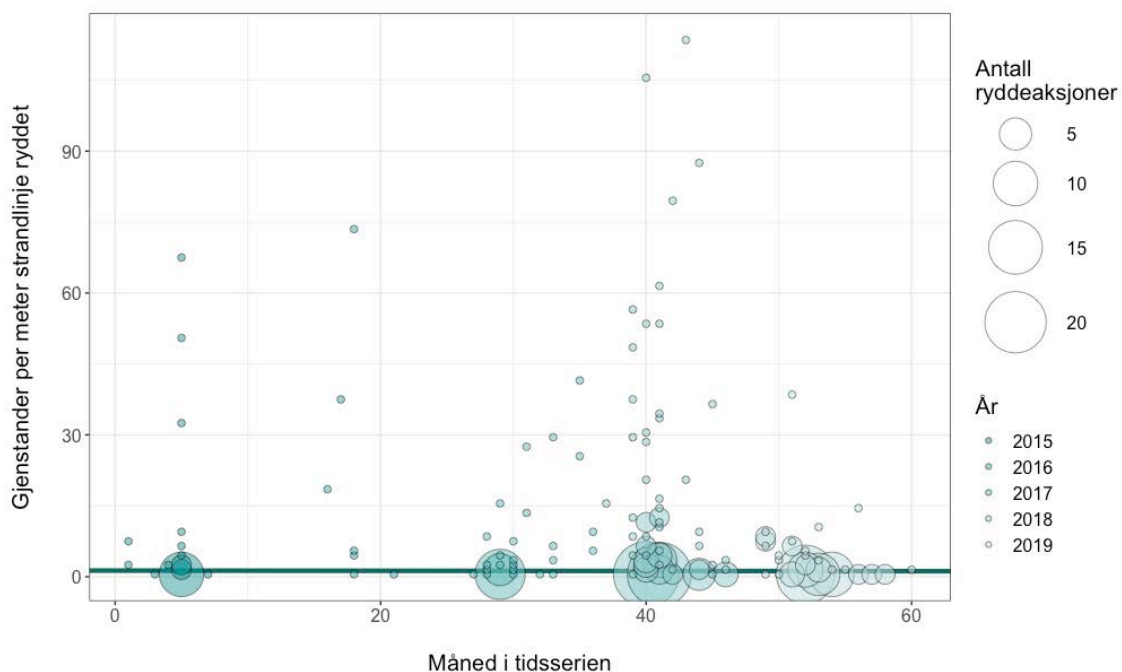
Ved kvantitativ kartlegging var drøyt halvparten av de registrerte strendene vesentlig forsøplet; 9 % var helt rene og 38 % var delvis rene. Den høyeste søppeltettheten registrert var 500 gjenstander og 3 kg per 10 m kystlinje. Middelerdien for søppeltetthet var under EUs anbefaling om en øvre grense på 20 gjenstander per 100 m for kun 15 % av registrerte strender. Det er estimert at det lå mellom 1,6 og 1,8 millioner søppelgjenstander langs strendene i Indre Oslofjord høsten 2020 (Fig. 18a). For større søppelgjenstander (over 20 cm) var disse estimert til en samlet vekt mellom 6 til 11 tonn (Fig. 18b).



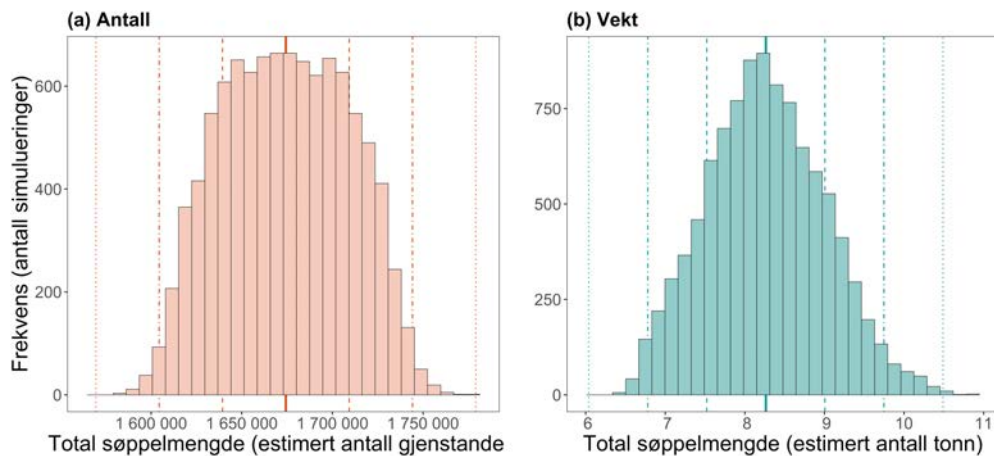
Figur 15: Observert søppeltetthet i antall gjenstander per 10 m kystlinje: Overordnede middelerdien for hvert område i (a) antall og (c) vekt. Samt fordeling av middelerdien per strand innenfor hvert område i (b) antall og (d) vekt. Merk at kun faktisk målt vekt vises (estimert vekt for gjenstander < 20 cm er ikke inkludert). Grunnet ekstremt få gjenstander > 20 cm resulterte dette i en overordnet middelerdi på 0 g per 10 m kyst i 2020. Summen under hver kurve er lik 1 og kurvens form viser hvor flesteparten av dataene lå. Kilde: Kvantitative kartleggingsdata.



Figur 16: Resultatene fra randomisering av kvantitative tetthetsdata for å undersøke forskjellene mellom år i overordnede medianverdier fra Fig. 15. Punkter viser observert middelverdi. Histogrammene viser fordelingen av 1000 randomiseringer; 95 % av disse faller mellom de to stiplede linjene i hvert panel. Dersom den observerte middelverdien ligger utenfor disse linjene er det svært usannsynlig at en slik høy eller lav verdi i hvert fylke skyldes tilfeldigheter (den er med andre ord reelt høy eller lav).



Figur 17: Tidsserieanalyse av folkeforskningsdata fra Indre Oslofjord. X-aksen viser tid i måneder hvor 1 = januar 2015 og 60 = desember 2019 og y-aksen viser antall gjenstander ryddet per meter kystlinje. Hvert punkt viser en kombinasjon av måned og antall gjenstander ryddet per meter kystlinje, pluss at antall aksjoner med samme ryddeeffektivitet ($n - 1$ rundet av til nærmeste hele tall) er reflektert i punktets størrelse. Den grønne linjen viser resultatet av Thiel-Sen regresjonen; stigningstallet er ikke signifikant forskjellig fra null (med andre ord ingen målbar endring).

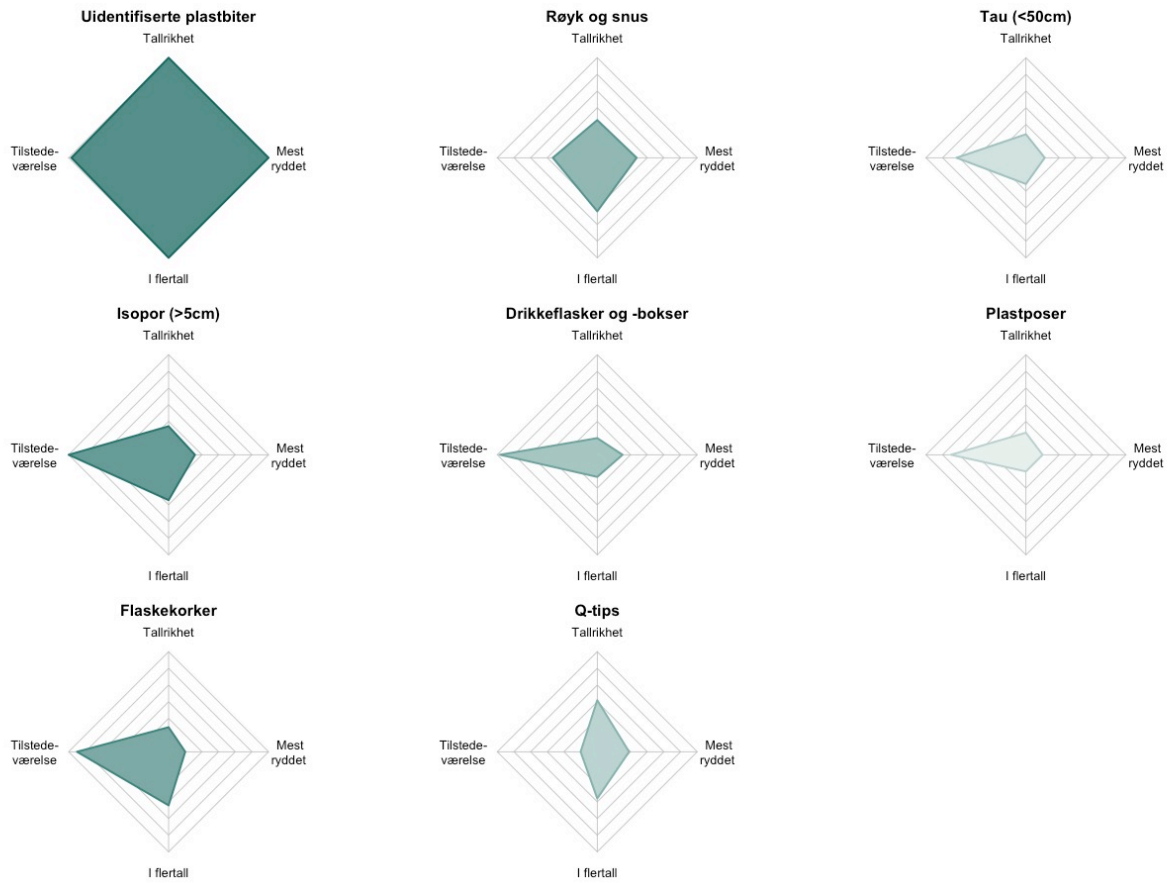


Figur 18: Estimert totalt mengde søppel i Indre Oslofjord (458,5 km kyst) i (a) antall gjenstander og (b) samlet vekt for gjenstander over 20 cm. Histogrammet viser resultatet av 10 000 simuleringer hvor tetthet for hvert 10 m intervall langs kystlinjen er angitt en tilfeldig verdi basert på en negativ binomisk fordeling tilpasset rådataene (antall: gjennomsnitt = $36 n/10$ m, skjevhet = 0,35; vekt: gjennomsnitt = 0,2 kg/10 m, skjevhet = 0,04). De vertikale linjene viser gjennomsnittet av simuleringene (hel linje), og ett, to og tre standardavvik fra gjennomsnittet (henholdsvis de stiplede, stiplede/prykkete og prikkete linjene).

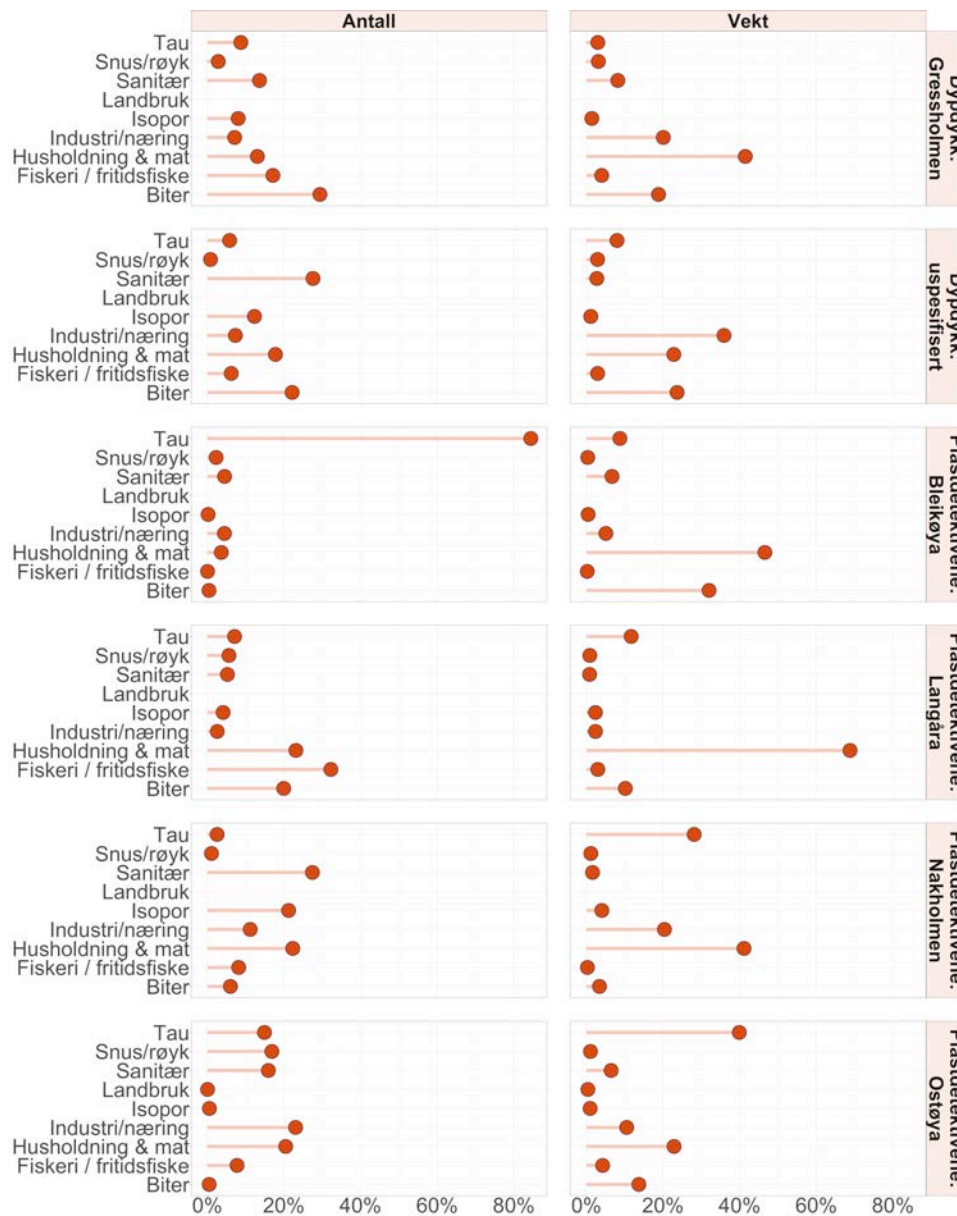
3.2.1.2 Sammensetning av marin forøpling i Indre Oslofjord

Folkeforskningsdata fra frivillige ryddeaksjoner peker på åtte gjenstander som «verstinger» i fylket i perioden 2017 - 2019 (Fig. 19). Uidentifiserbare plastbiter var den dominerende søppelgjenstanden ryddet. Disse var som oftest til stede og ble ryddet i store mengder. Isopor, flaskekorker, drikkeflasker og -bokser, taustumper og plastposer var ofte til stede, men sjeldent i store mengder. Bomullspinner ble ryddet på færre aksjoner, men når disse ble registrert var det ofte i høyt antall.

Dypdykk i Indre Oslofjord ble gjennomført i to tidligere prosjekt: «Ren kyst» (Drægni and Falk-Andersson, 2019) og «Plastdetektivene» (Oslofjordens Friluftsråd, 2019) som en del av konseptutviklingen for Strandsøppel dypdykk. Ettersom det på dette stadiet pågikk metodeutvikling er protokollene som ble brukt her noe ulik den som ble brukt i de andre fylkene. Vekt ble for eksempel kun registrert for gjenstander samlet i overordnede kategorier, og ikke per gjenstandskategori som under senere dypdykk. I tillegg varierte studiedesign og registreringsprotokollen mellom de forskjellige dypdykkene. Det er derfor ikke mulig å samle alle data på tvers av dypdykkene. Det er også en del usikkerhet rundt hvor representativt søppelet som ble analysert er, ettersom det er usikkerheter rundt hvor godt ryddet lokalitetene var, hvor stor andel av det innsamlede søppelet som ble registrert, og i noen tilfeller også hvor søpla kom fra. Dette gjør at dataene ikke kan anses som kvantitative når det gjelder sammensetning. Det er derfor ikke mulig å tolke dataene med sikkerhet i forhold til hva som er de mest vanlige gjenstandene til sammenligning med folkeforskningsdataene, men noe som er svært tydelig når det gjelder søppelsammensetning er (1) hvilke gjenstandskategorier som dominerer varierer etter måleenhet (antall eller vekt, og sannsynligvis også volum dersom dette måles), og (2) det er stor variasjon mellom lokaliteter og analyser (Fig. 20).



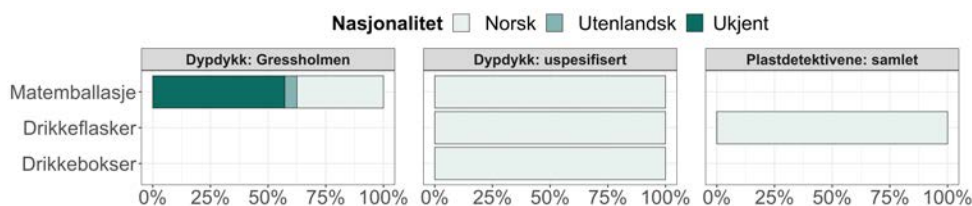
Figur 19: “Verstinger” i Indre Oslofjord basert på de fire kriteriene «tilstedeværelse», «tallrikhet», «flertall» og «mest ryddet» (se tekst for full beskrivelse). Gjenstandskategorier som scorer høyt på alle fire er både funnet i flere ryddeaksjoner og i større antall enn kategorier som scorer lavere. Prosentverdiene for hvert kriterium er skalert fra 0 til 1 slik at aksene i diagrammene kun representerer en sammenligning mellom gjenstandskategorier og ikke absolutte verdier. Kilde: Folkeforskningsdata.



Figur 20: Andelen søppel i forskjellige gjenstands- og kildekategorier registrert i forskjellige dypdykksanalyser (antall og vekt) i Indre Oslofjord. Plastdetektivene er noe forenklede dypdykk gjennomført sammen med skoleklasser. Søppelmengden registrert i hver analyse var som følger: 2 900 gjenstander (31 kg) i Dyptykk: uspesifisert, 3 600 gjenstander (13 kg) i Dyptykk: Gressholmen, 3 900 gjenstander (19 kg) i Plastdetektivene: Nakholmen, 3 500 gjenstander (11 kg) i Plastdetektivene: Bleikøya, 1 700 gjenstander (12 kg) i Plastdetektivene: Ostøya, og 1 500 gjenstander (5 kg) i Plastdetektivene: Langåra. Søppel fra Dyptykk: uspesifisert stammer fra forskjellige, ukjente lokasjoner samlet inn av frivillige.

3.2.1.3 Kilder til marin forsøpling i Indre Oslofjord

Alder på søppel i Indre Oslofjord er ukjent, det samme gjelder i stor grad nasjonalitet. Registreringene som ble gjort under dypdykk tilsier at det meste av matemballasje og drikkeflasker, og -bokser er av norsk opprinnelse (Fig. 21). Samtidig var det stor variasjon mellom dypdykk og dette skyldes med høy sannsynlighet varierende erfaring i forhold til nasjonalitetsbestemmelse blant analysetemaet, og må derfor tolkes med noe forbehold. Likevel er det ikke usannsynlig at konklusjonen om at norsk avfall dominerer stemmer med virkeligheten.



Figur 21: Andelen gjenstander klassifisert som norsk, utenlandsk eller av ukjent nasjonalitet der dette var registrert. Søppel fra Dyptykk: uspesifisert stammer fra forskjellige, ukjente lokasjoner samlet inn av frivillige. Lokasjoner analysert av Plastdetektivene er slått sammen grunnet lav n (10 flasker totalt).

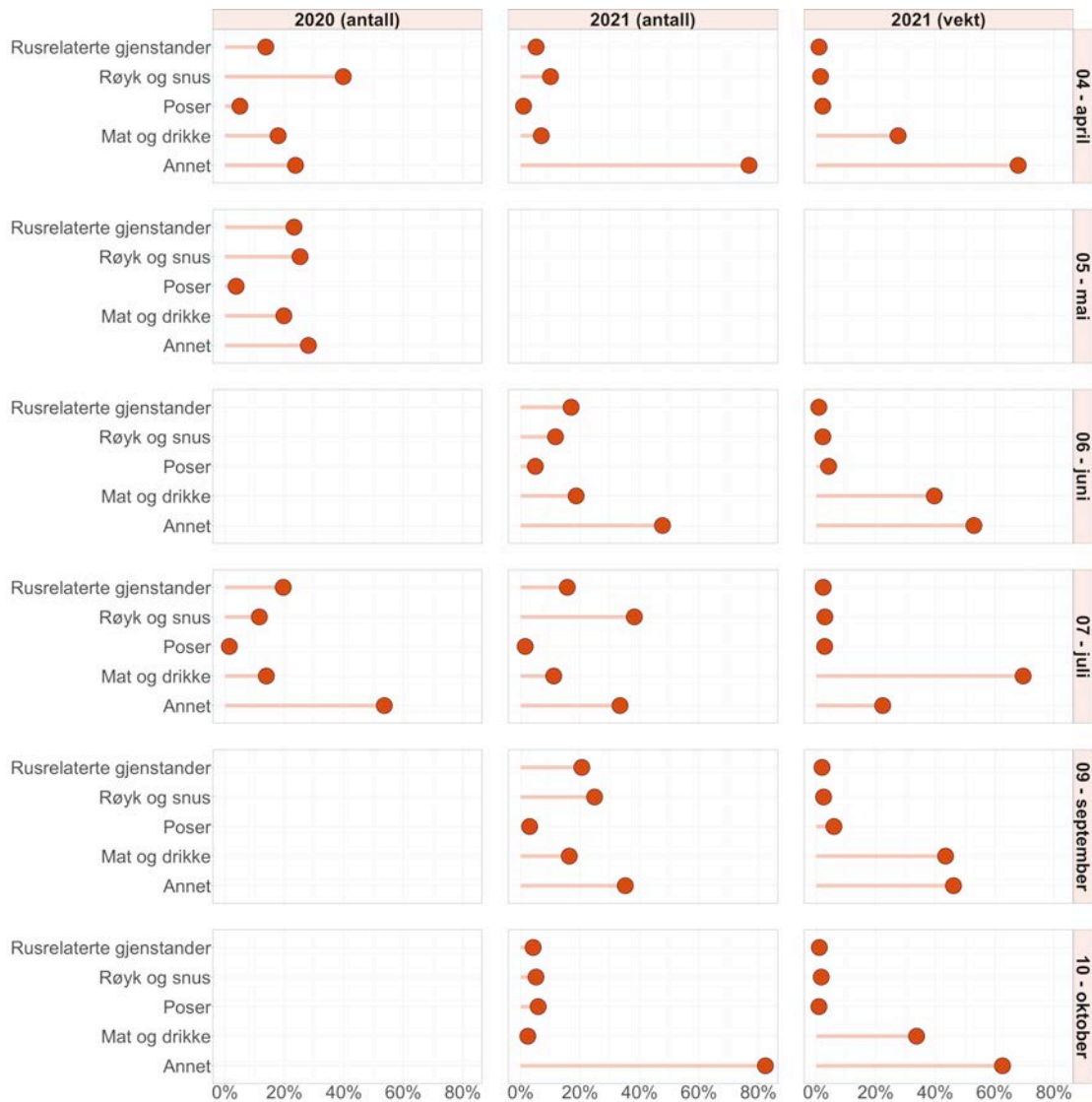
Elvesystemer samler landbasert søppel på avveie innenfor et gitt nedbørsfelt og fører dette ut i havet. Selv relativt små elver kan bidra betydelig til marin forsøpling (González-Fernández et al., 2021). Akerselva er intet unntak og fører med seg landbasert søppel ut i Indre Oslofjord (Jacob et al., 2021). Ettersom søppelkategoriene registrert i Akerselva i stor grad ikke er de samme som under Strandsøppel dypdykk, og «annet» søppel sto for rundt halvparten av søppelet hentet opp av Akerselva (Fig. 22) er det vanskelig å sammenligne sammensetning av elve- og strandsøppel direkte for å si noe om hvor vidt landbaserte eller maritime kilder dominerer i Indre Oslofjord. Samtidig var det noen klare forskjeller mellom søppel fra Akerselva og søppel fra strender i området, selv om begge viste stor variasjon mellom lokasjoner og over tid (Fig. 20 og 22). Snus og røyk sto for 21 % av alt søppel registrert i Akerselva, men kun for 4 % av strandsøppel (i antall) (Fig. 22). Andelen ekspandert polystyren (EPS, heretter omkalt «isopor» i rapporten)²¹ (inkludert under «annet» i Fig. 22) var også noe lavere fra Akerselva (4 %) enn på strender (9 %). Sprøyter sto for 5 % av søppel (i antall) fra Akerselva, men kun 1 % av strandsøppelet. Ettersom søppel som flyter nedover ei elv har høy sannsynlighet for å ende på ei strand i nærheten (Chenillat et al., 2021; Schöneich-Argent and Freund, 2020; Seo and Park, 2020) tilsier denne skjevfordelingen i sammensetningen av elve- og strandsøppel at en betydelig andel av marin forsøpling i Indre Oslofjorden også stammer fra andre kilder og transportveier enn landbasert søppel transportert ut i fjorden via elvesystemer.

Andre kilder kan være direkte forsøpling på strender av besøkende, landbasert søppel på avveie transportert av for eksempel overlandsvind eller avrenning, eller maritime kilder (Hardesty et al., 2017; Willis et al., 2017). Ved kvantitativ kartlegging av strandsøppel kunne bare 4 % av gjenstandene (i antall) med noenlunde sikkerhet antas å stamme fra maritime kilder. For gjenstander over 20 cm sto søppel fra maritime kilder for en noe større andel av søppelet i vekt (18 %). Dette tilsier at fartøy og annen maritim aktivitet ikke er en dominerende kilde til marin forsøpling i Indre Oslofjord. Årsaken til dette kan være at det er relativt lite kommersiell fiskeriaktivitet i området og høy befolkningstetthet. I 2019 var kun åtte båter fra den norske fiskeflåten registrert i Indre Oslofjord (men merk at dette ikke betyr at båter registrert i andre fylker ikke driver fiske i Oslofjorden)²². Når det gjelder utenlandske fiskerier, foregår det ikke fiske i Indre Oslofjord, men utstrakt fiske i Indre Skagerak²². Av maritim aktivitet i Indre Oslofjord dominerer cruisetrafikken²², men eventuelle utslipp fra cruiseskip fanges ikke nødvendigvis opp gjennom om dypdykk-protokollen som ble brukt i analysene.

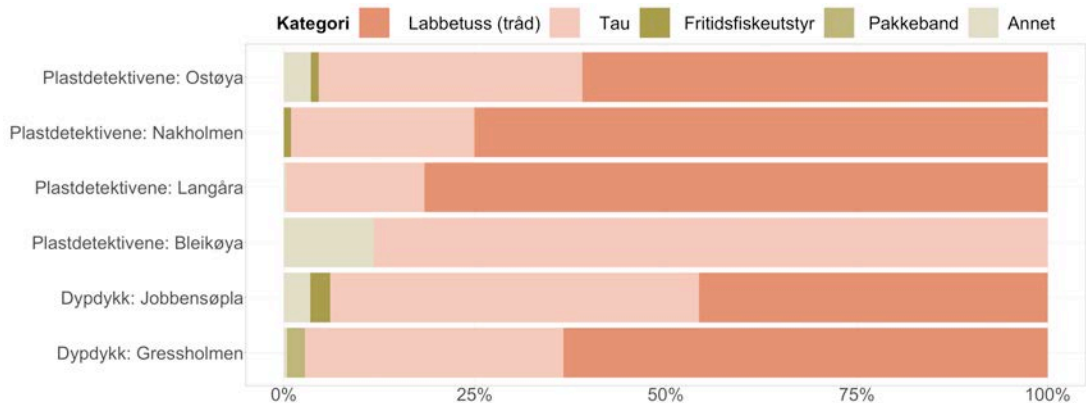
Basert på data fra dypdykk kan vi se at den største andelen av maritimt søppel består av tau og labbetuss-tråder (Fig. 23). Labbetuss, eller «dolly rope», består av enkle plasttråder som danner en matte for å beskytte undersiden av en bunntål, og som slites av under bruk. Tau som ble registrert besto i stor grad av avkapp, men også her var det variasjon mellom lokasjoner (Fig. 24). Noen av disse forskjellene kan skyldes varierende grad av erfaring i identifisering av avkapp blant medlemmer i analysetemaet. Det kan ikke utelukkes at en viss andel av andre gjenstander, som for eksempel matemballasje, drikkeflasker, rengjøringsartikler og isopor, også kan stamme fra fartøy. Å finne kilden til slike gjenstander med mulige utslippspunkt både på land og til sjøs er utfordrende, men det er mulig ved hjelp av godt designerte studier (Ryan, 2020; Ryan et al., 2019).

²¹ I rapporten bruker vi begrepet «isopor» for all slags ekspandert polystyren (EPS).

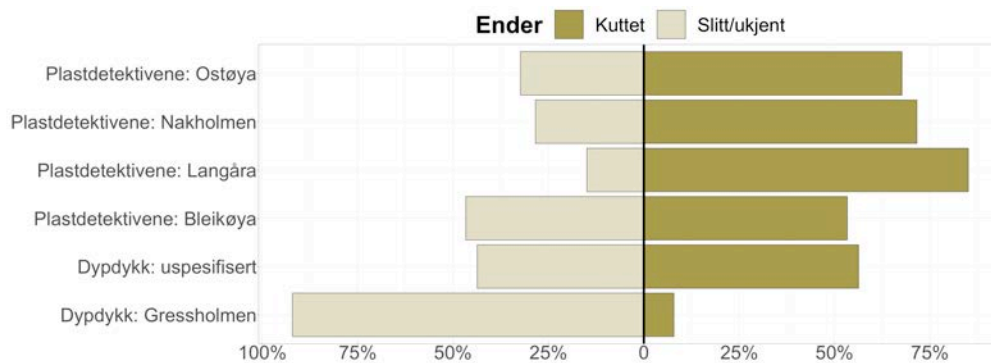
²² Barentswatch kartinnsyn: <https://www.barentswatch.no/>



Figur 22: Andelen søppel i forskjellige gjenstands- og kildekategorier (antall og vekt) fanget i Akerselva.



Figur 23: Fordeling av antall søppelgjenstander som antas å stamme fra maritime kilder for hver dypdykksanalyse i Indre Oslofjord. Plastdetektivene er noe forenklede dypdykk gjennomført sammen med skoleklasser. Søppel fra Dypdykk: uspesifisert stammer fra forskjellige, ukjente lokasjoner samlet inn av frivillige.



Figur 24: Analyse av tau registrert under forskjellige dypdykksanalyser i Indre Oslofjord. Plastdetektivene er noe forenklede dypdykk gjennomført sammen med skoleklasser. Tau ble klassifisert som avkapp når begge ender var tydelig kuttet. Dersom kun én ende var tydelig kuttet eller begge ender bar preg av å være revet ble det klassifisert som slitt/ukjent. Søppel fra Dypdykk: uspesifisert stammer fra forskjellige, ukjente lokasjoner samlet inn av frivillige.

Verken tidevann eller ferskvannstilrenning bidrar mye til dypvannsutskiftingen i Indre Oslofjord (Baalsrud and Magnusson, 2002). Dypvannsutskiftingen ser derimot ut til å avhenge av periodiske vindforhold (Gade, 1967). Vinteren preges av nordlige vinder som skaper en sydgående overflatestrøm. Om sommeren er det sydlige vinder som dominerer og da kan denne mekanismen reverseres. Den mest effektive utskiftingen skjer ved periodiske nordlige vinder (Baalsrud and Magnusson, 2002; Gade, 1967). Søppel i Indre Oslofjord stammer derfor mest sannsynlig, gitt strøm- og vindsituasjonen, normalt sett fra Indre fjord, men særlig sommerstid er det mulig at søppel transporteres inn med overflatevann fra ytre områder.

3.2.2 Agder

Det ble registrert 278 ryddeaksjoner i perioden 2015-2019 med tilstrekkelig datakvalitet til å inkluderes i tidsserieanalyser (Fig. 25); 246 av disse var fra 2017 og utover og ble inkludert i analyse av sammensetning og «verstinger». Under kvantitativ kartlegging ble 36 strender registrert i gamle Aust-Agder i 2019 og ytterligere 26 strender registrert i gamle Vest-Agder i 2020 (Fig. 25); totalt 16 758 gjenstander ble registrert. Det ble gjennomført 11 dypdykk (Fig. 25). Av totalt 177 kg søppel samlet, ble 42 % av dette analysert (74,6 kg); det ble totalt analysert 2629 gjenstander.

3.2.2.1 Mengder marin forsøpling i Agder

Den overordnede middelveiden for strender i Agder var 15 gjenstander og en estimert vekt på 144 g per 10 m kystlinje. Samtidig var det stor variasjon mellom strender. Halvparten av registrerte strender var vesentlig forsøplet; 7 % var helt rene og 43 % var delvis rene. Til kontrast var den høyeste tettheten registrert hele 2 700 gjenstander og 37 kg i ett transekt (10 m kystlinje). Middelveiden for søppeltetthet var under EUs anbefaling om en øvre grense på 20 gjenstander per 100 m for nesten en tredjedel (31 %) av registrerte strender.

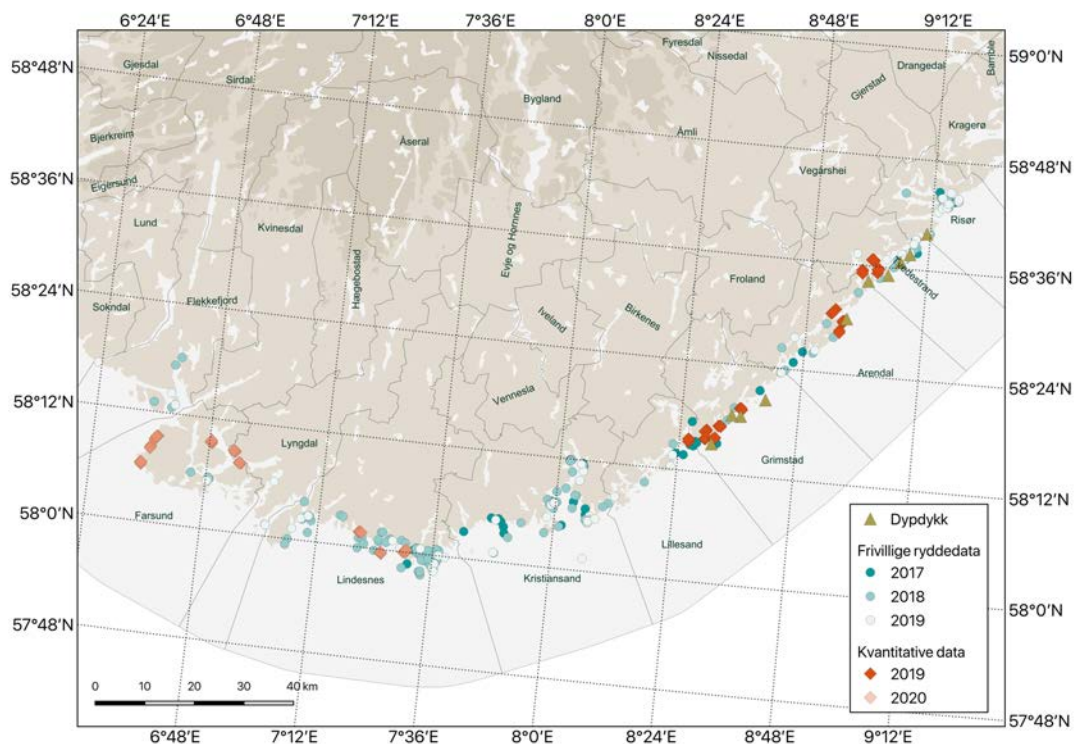
Generelt sett var søppeltettheten i Vest-Agder høyere enn i Aust-Agder (Fig. 26). I antall var tettheten om lag dobbelt så høy i vest som i øst, og i vekt var forskjellen mangedoblet. Samtidig var variasjonen i antall høyere i øst enn i vest. Strendene med høyest tetthet lå i Aust-Agder (Fig. 26) og gjennomsnittlig tetthet var også høyere i øst enn i vest. Sannsynligheten for at denne forskjellen var tilfeldig er lav (Fig. 27). I hvert fall deler av den store vektforskjellen mellom øst og vest skyldes størrelsesfordeling på søppelet registrert. I Aust-Agder var hele 96 % av gjenstander under 20 cm og derfor ikke veid (på lik linje med i Indre Oslofjord), og større gjenstander ble ikke funnet i det hele tatt på 17 av de 36 strendene. I Vest-Agder derimot var 82 % av gjenstander under 20 cm.

Selv om flere strender hadde mer søppel i vest enn i øst (høyere middelveidi i vest) gjør den noe høyere andelen svært forsøplete strender i Aust-Agder at den estimerte totale mengden søppel der var høyere enn i Vest-Agder.

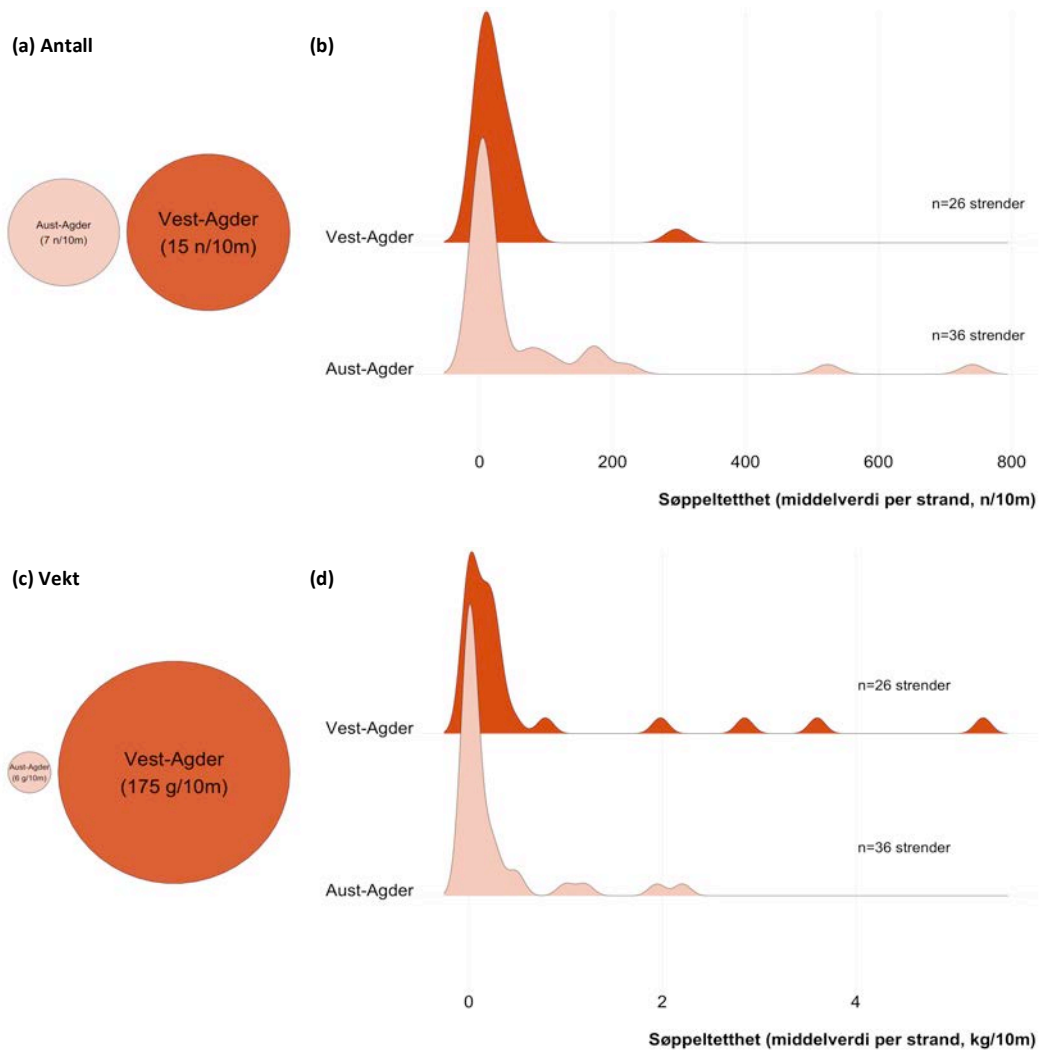
Det var estimert at mellom 23,5 og 27,7 millioner søppelgjenstander lå langs strendene i Aust-Agder våren 2019, sammenlignet med mellom 10,9 og 12,2 millioner gjenstander i Vest-Agder våren 2020 (Fig. 28). Ettersom variasjonsbredden i søppeltetthet i Aust-Agder var større enn i Vest-Agder, er også usikkerheten større, og derfor presisjonene lavere (Fig. 28). For større søppelgjenstander (over 20 cm) reflekterer estimat for totalvekt av strandsøppel i fylket at middelverdiene er høyere i Vest-Agder (mellom 300 og 350 tonn) enn i Aust-Agder (mellom 100 og 130 tonn) (Fig. 28). Dette skyldes en større andel større gjenstander i vest enn i øst, og viser nok en gang at søppelets sammensetning er viktig også for å beskrive mengder.

Disse forskjellene mellom øst og vest må tolkes med noe forsiktighet. Ettersom de to områdene ble registrert i forskjellige år (henholdsvis i 2020 og 2019) kan årlig variasjon ikke utelukkes som en mulig årsak på lik linje med reelle geografiske forskjeller. Det er kjent at søppeltettheten kan variere fra år til år i andre områder (Haarr et al., 2020; Ribic et al., 2010; Thiel et al., 2013; Watts et al., 2017) og det er derfor grunn til å anta at dette er tilfellet også langs kysten av Agder. Det kan også oppstå sesongvariasjoner i søppeltetthet (Lee and Sanders, 2015; Simeonova et al., 2017; Watts et al., 2017), men ettersom registreringer ble gjort på våren (i april og mai) begge årene er sesongvariasjoner en mindre sannsynlig årsak til forskjellene.

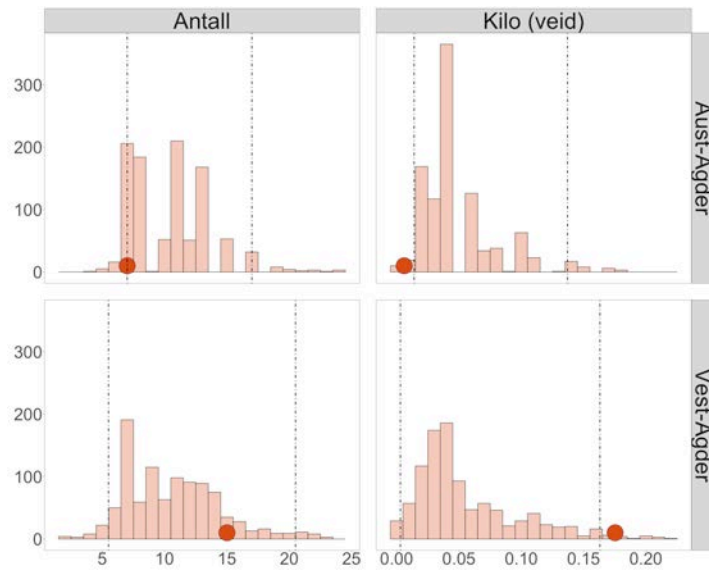
Folkeforskningsdata indikerer at ryddeeffektiviteten i Agder var 20 gjenstander per 10 m kystlinje i snitt (dette var skjæringspunktet for Thiel-Sen regresjonen), nesten dobbelt så høyt som middelverdien ved kvantitativ kartlegging. Det er forventet at estimatet basert på folkeforskningsdata vil være høyere enn ved kvantitativ kartlegging ettersom det ved rydding brukes en sannsynlighetsbasert metode for lokasjonsvalg, men frivillige velger selv hvor de ryddet og avgjørelser forventes å vektet mot mer forsøplete lokaliteter. Det er også usikkerhet knyttet til nøyaktigheten av estimat gjort av de frivillige (f.eks. estimert antall hvor det var mange av samme gjenstand, estimert lengde kystlinje ryddet). Samtidig var antall ryddeaksjoner høyere enn antall strender kartlagt kvantitativt og derfor basert på flere data. Det antas at folkeforskningsdata er skjeve mot mer forsøplete områder og at disse representerer en viss andel av det øvre sjiktet når det gjelder forsøpling langs kysten, men det er usikkert hvor stor andel. Det var ingen målbar endring i ryddeeffektiviteten over tid fra 2015 til 2019 (Fig. 29).



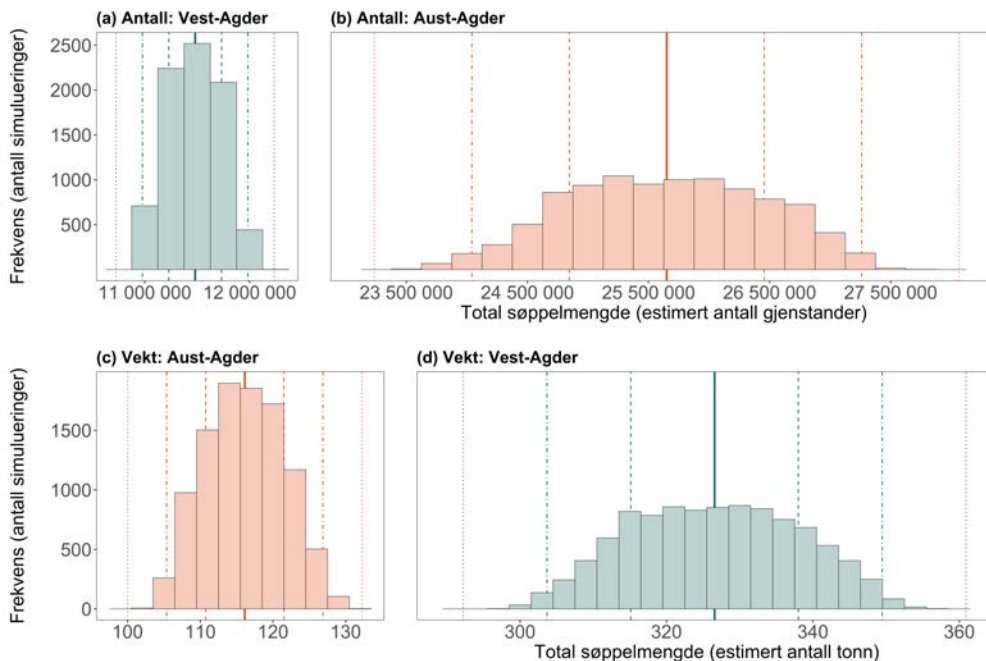
Figur 25: Lokasjoner i Agder hvor data ble samlet inn.



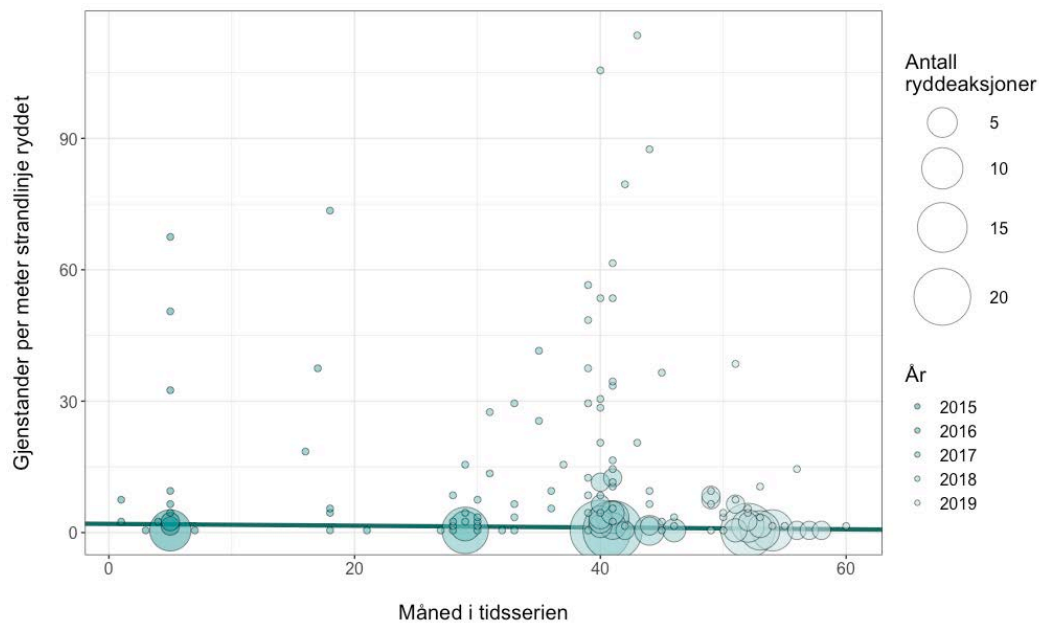
Figur 26: Observert søppeltetthet i antall gjenstander per 10 m kystlinje: Overordnede middelverdier for hvert område i (a) antall og (c) vekt, samt fordeling av middelverdier per strand innenfor hvert område i (b) antall og (d) vekt. Merk at kun faktisk registret vekt vises (estimert vekt for gjenstander < 20 cm er ikke inkludert). Summen under hver kurve er lik 1 og kurvens form viser hvor flesteparten av dataene lå. Kilde: Kvantitative kartleggingsdata.



Figur 27: Resultatene fra randomisering av kvantitative tetthetsdata for å undersøke forskjellene mellom øst og vest i overordnede medianverdier fra Fig. 26. Punkter viser observert middelerdi. Histogrammene viser fordelingen av 1000 randomiseringer; 95 % av disse faller mellom de to stiplede linjene i hvert panel. Dersom den observerte middelerdien ligger utenfor disse linjene er det svært usannsynlig at en slik høy eller lav verdi i hvert fylke skyldes tilfeldigheter (den er med andre ord reelt høy eller lav).



Figur 28: Estimert total søppelmengde i antall gjenstander og tonn i Vest-Agder (2400 km kyst) og Aust-Agder (2064 km kyst). Histogrammene viser resultatet av 10 000 simuleringer hvor tetthet for hvert 10 m intervall langs kystlinjen er angitt en tilfeldig verdi basert på en negativ binomisk fordeling tilpasset rådataene før Vest-Agder (antall: gjennomsnitt = 48 n/10 m, skjevhet = 0,33, vekt: gjennomsnitt = 1,4 kg/10 m, skjevhet = 0.15) og Aust-Agder (antall: gjennomsnitt = 123 n/10m, skjevhet = 0.18, vekt: gjennomsnitt = 0,6 kg/10m, skjevhet = 0.10). De vertikale linjene viser gjennomsnittet av simuleringene (hel linje), og ett, to og tre standardavvik fra gjennomsnittet (henholdsvis de stiplede, stiplede/prikkete og prikkete linjene). Merk at x-aksen for hver rad (antall og vekt) på samme skala slik at bredden på hvert panel også tilsvarer forskjeller i variasjonsbredde i estimatene for østre og vestre del av fylket. Merk også at vekt gjelder kun gjenstander over 20 cm.

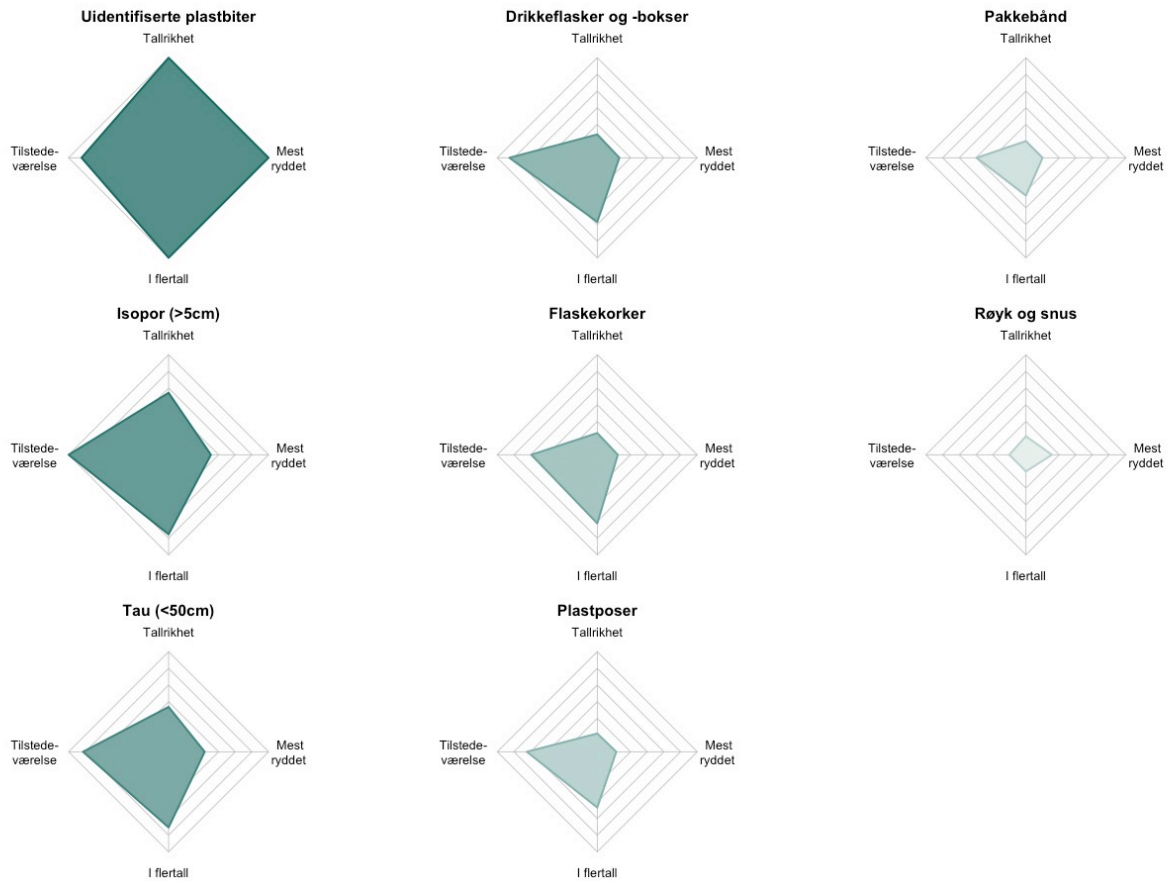


Figur 29: Tidsserieanalyse av folkeforskningsdata fra Agder. X-aksen viser tid i måneder hvor 1 = januar 2015 og 60 = desember 2019 og y-aksen viser antall gjenstander ryddet per meter kystlinje. Hvert punkt viser en kombinasjon av måned og antall gjenstander ryddet per meter kystlinje, pluss at antall aksjoner med samme ryddeeffektivitet ($n \text{ m}^{-1}$ rundet av til nærmeste hele tall) er reflektert i punktets størrelse. Den grønne linjen viser resultatet av Thiel-Sen regresjonen; stigningstallet er ikke signifikant forskjellig fra null (med andre ord ingen målbar endring). To uteliggere vises ikke i plottet ($x = 39, y = 423,2$ og $x = 41, y = 317,4$). Selv om de ikke vises i plottet, er uteliggerne inkludert i regresjonsanalysen.

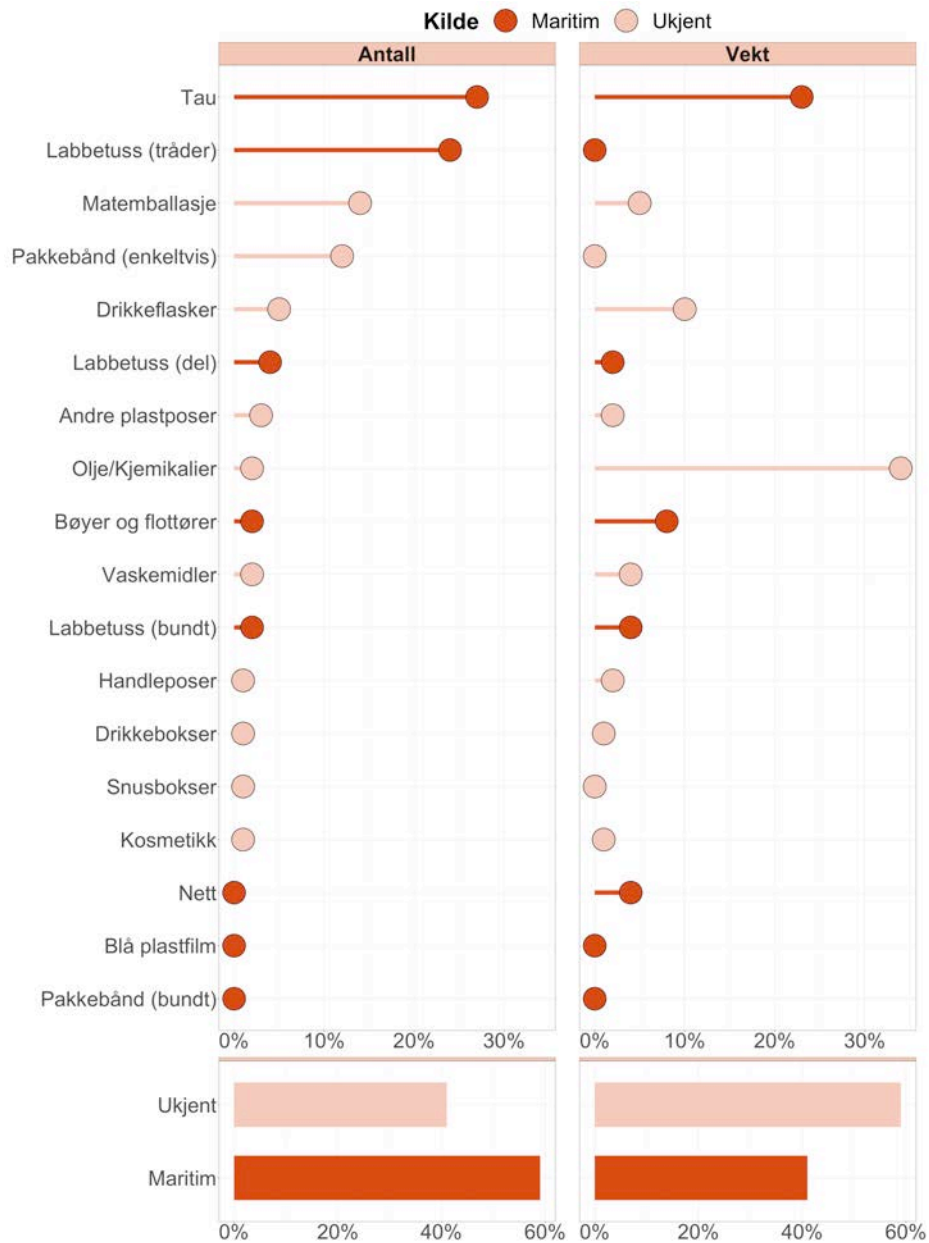
3.2.2.2 Sammensetning av marin forsøpling i Agder

Folkeforskningsdata fra frivillige ryddeaksjoner peker på åtte gjenstander som «verstinger» i fylket fra 2017 til 2019 (Fig. 30). Uidentifiserbare plastbiter var den dominerende søppelgjenstanden. Disse var som oftest til stede og ble ryddet i svært høye antall. Isopor var den gjenstanden som mest konsekvent var til stede, og kunne være tallrik, men det var relativt sjeldent den gjenstanden det ble ryddet mest av. Taustumper og drikkeflasker og -bokser var ofte til stede og gjerne blant gjenstandene i flertall på en ryddeaksjon (gjenstanden det var ryddet mest av), men disse dominerte sjeldnere i antall (sto med andre or sjeldent for minst halvparten av det registrerte søppelet). Plastposer, flaskekorker og pakkebånd ble registret i mange ryddeaksjoner, men sjeldent i høye antall.

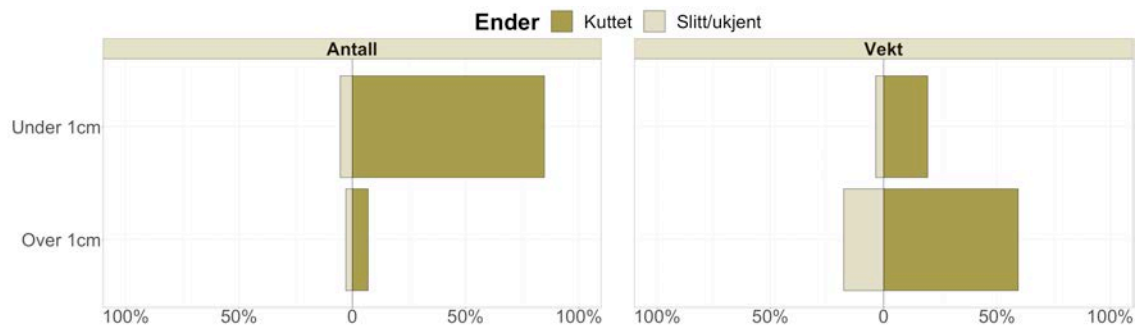
Dypdykksanalyser viser at sammensetningen av gjenstander varierer etter måleenhet (vekt eller antall) (Fig. 31). Labbetuss er tallrike, men av neglisjerbar vekt. Det samme gjelder matemballasje og pakkebånd. Olje- og kjemikaliekanner er relativt fåtallige, men veier mye. Tau er både tallrike og relativt tunge. Av totalt 700 tau (12,6 kg) som ble analysert fra Agder, var de fleste (målt i antall) under 1 cm, mens tau over 1 cm utgjorde den største andelen av vekten (Fig. 32). Det var vanligst at tauene var kuttet i begge ender.



Figur 30: «Verstinger» i Agder basert på de fire kriteriene «tilstedeværelse», «tallrikhet», «flertall» og «mest ryddet» (se tekst for full beskrivelse). Gjenstandskategorier som scorer høyt på alle fire er både funnet under de flere ryddeaksjoner og i større antall enn kategorier som scorer lavere. Prosentverdiene for hvert kriterium er skalert fra 0 til 1 slik at aksene i diagrammene kun representerer en sammenligning mellom gjenstandskategorier og ikke absolutte verdier. Kilde: Folkefnorskningsdata.



Figur 31: Andelen gjenstander fordelt på gjenstandskategorier basert på (a) antall og (b) vekt under Dypdykk. Totalt 2629 gjenstander ble analysert, med en total vekt på 55 kg. Røde stolper representerer fiskeredskap og andre gjenstander som med stor sannsynlighet stammer fra maritime kilder. En ukjent andel av annet søppel (rosa stolper) kan også stamme fra maritime kilder, men også fra landbaserte utslipp. Merk at denne fordelingen kun gjelder identifiserbare gjenstander og inkluderer ikke f.eks. uidentifiserbare plastbiter som i mange tilfeller dominerer, i hvert fall i antall. Søppel som falt utenfor analyserte gjenstandskategorier utgjorde 58 % av den totale vekten (disse gjenstandene ble ikke talt så antall er ukjent). Kilde: Dypdykksdata fra 11 lokasjoner i Agder.

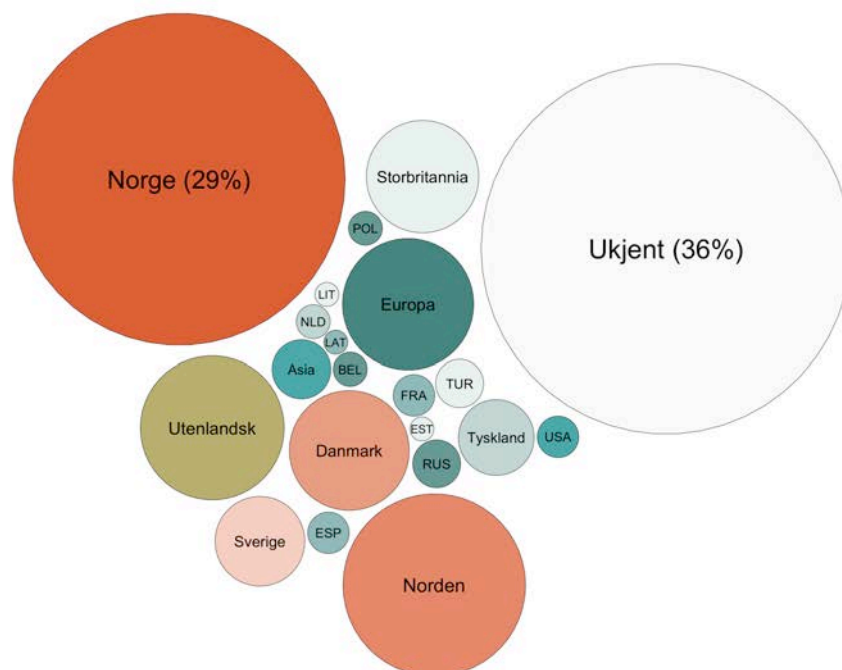


Figur 32: Analyse av tau med diameter over og under 1 cm. Tau ble klassifisert som avkapp når begge ender var tydelig kuttet. Dersom kun én ende var tydelig kuttet eller begge ender bar preg av å være revet ble det klassifisert som slitt/ukjent. Totalt 700 tau med samlet vekt på 12,6 kg ble analysert. Kilde: Dypdykksdata fra 11 lokasjoner i Agder.

3.2.2.3 Kilder til marin forsøpling i Agder

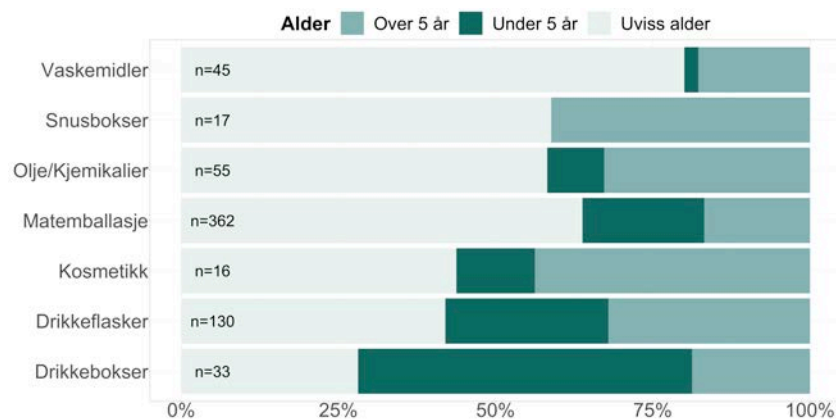
Ved kvantitativ kartlegging av strandsøppel kunne 36 % av gjenstander (i antall) antas med noenlunde sikkerhet å ha stammet fra maritime kilder. For gjenstander over 20 cm sto søppel fra maritime kilder for en noe lavere andel av søppelet i vekt (20 %).

Emballasje analysert under dypdykk var i stor grad av ukjent opprinnelse (36 %). Der nasjonalitet kunne bestemmes var norsk emballasje mest vanlig (29 %). Ytterligere 15 % av emballasjen var også identifisert som dansk, svensk eller nordisk generelt. Emballasje fra forskjellige europeiske land utgjorde 12 % av gjenstandene (Fig. 33). Blant alle gjenstandene som kunne nasjonalitetsbestemmes (n = 416), var identifisering ved tekst den vanligste metoden brukt (74 %).



Figur 33: Nasjonalitet på emballasje i Agder (n = 657). Sirklenes areal representerer antall gjenstander. Nasjonalitet ble identifisert i høyest mulig oppløsning, men der det ikke var mulig å identifisere land, men noe informasjon var likevel tilgjengelig, ble nasjonalitet identifisert til et overordnet nivå (f.eks. «Europa» eller «utenlandsk»). Kilde: Dypdykksdata fra 11 lokasjoner i Aust-Agder.

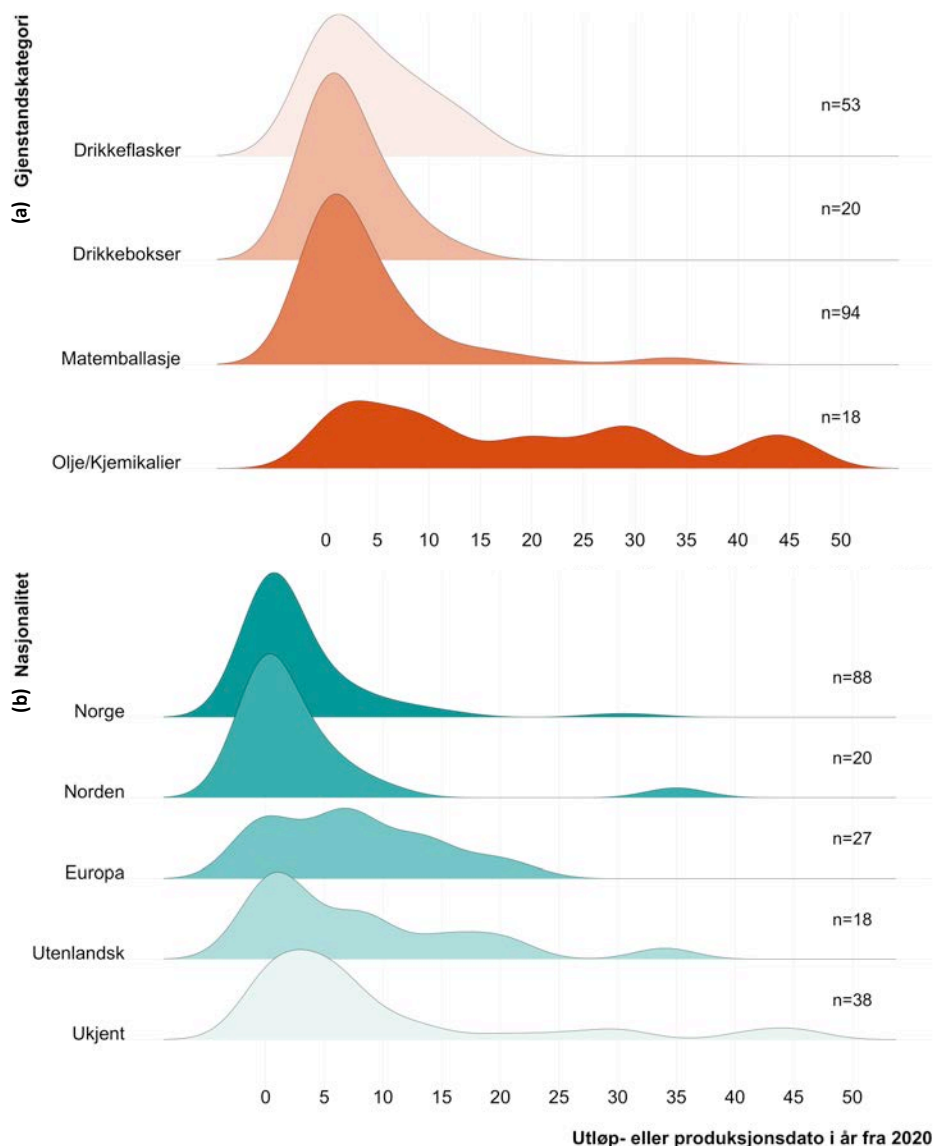
Drøyt halvparten (56 %) av emballasje var av ukjent alder. Gjenstandene som kunne dateres var relativt likt fordelt mellom eldre og yngre enn fem år (henholdsvis 22 % og 21 %), men disse andelene varierte mellom emballasjetyper (Fig. 34). Vaskemidler og snusbokser var sjeldent eller aldri datert til yngre enn fem år. Relativt nye drikkebokser var derimot vanlige. Selv om en stor andel av emballasjen ikke kunne dateres, og søppel utover emballasje ikke er datert i det hele tatt, er det tydelige signaler på at marin forsøpling i Agder skyldes en kombinasjon av gamle synder og pågående forsøpling.



Figur 34: Andelen gjenstander i hver gjenstandskategori som enten ikke kunne dateres, eller som ble klassifisert som eldre eller yngre enn 5 år. Denne analysen inkluderer alle dateringsmetoder, også dem som ikke gir et eksakt årstall på lik linje med f.eks. utløpsdato. N refererer til det totale antall gjenstander analysert i en kategori. Kilde: Dypdykksdata fra 11 lokasjoner i Agder.

Utløpsdato var den vanligste metoden brukt for datering (65 %), men dette varierte noe mellom gjenstandskategorier. Olje- og kjemikaliekanner var datert ved produksjonsdato i 78 % av tilfeller, mens drikkeflasker var datert basert på design i 28 % av tilfeller.

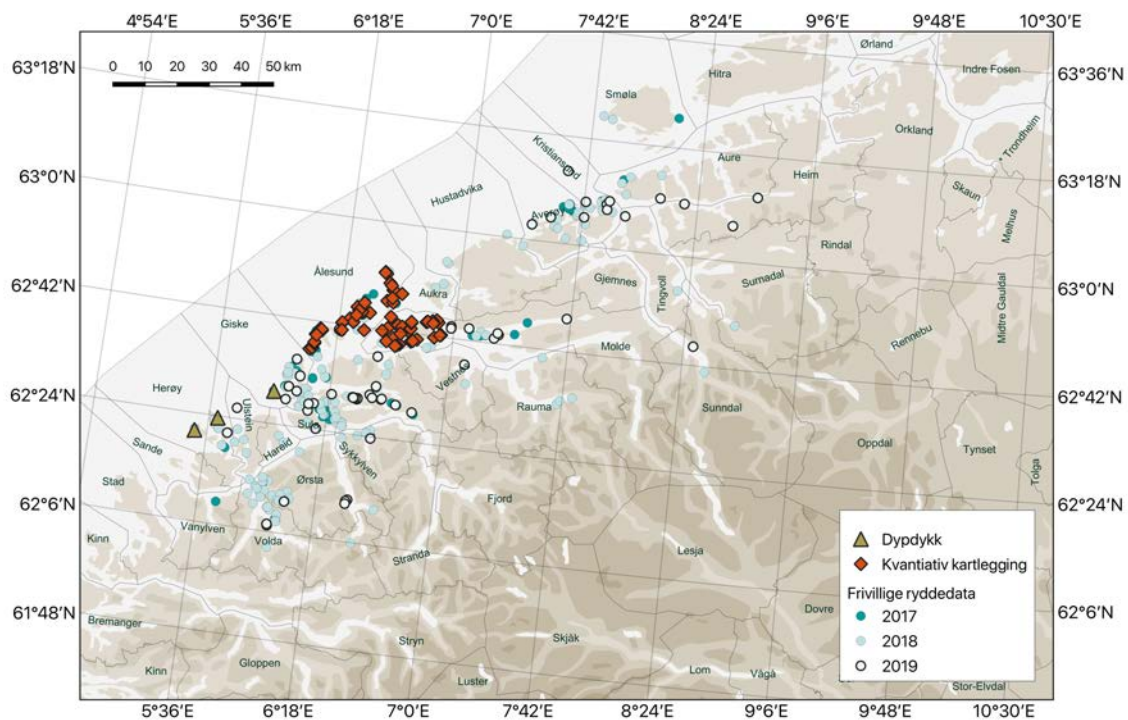
Av gjenstander som kunne dateres til årstall ved hjelp av utløps- eller produksjonsdato hadde olje- og kjemikaliekanner den bredeste aldersfordelingen, etterfulgt av matemballasje (Fig. 35a). Den brede aldersfordelingen til olje- og kjemikaliekanner skyldes i hvert fall delvis at matemballasje og drikkeemballasje hovedsakelig ble datert med utløps- og produksjonsdato (som daterer frem i tid), mens olje- og kjemikaliebeholdere nesten utelukkende ble datert med produksjonsdato (som daterer bakover i tid). Søppel fra Europa, eller med utenlandsk opprinnelse var jevnt over eldre enn søppel fra Norge og Norden (Fig. 35b).



Figur 35: Aldersfordeling per (a) gjenstandskategorier og (b) nasjonalitet for gjenstander som kunne dateres til år med utløps- eller produksjonsdato (n = 185). Alder vises i år relativt til 2020; negative tall indikerer utløpsdato frem i tid. Kun gjenstandskategorier eller nasjonalitet eter/grupperinger av nasjonaliteter med > 10 daterte gjenstander er inkludert. Arealet under hver kurve tilsvarer 100 %, og kurvens form viser dataenes fordeling. Kilde: Dypdykksdata fra 11 lokasjoner i Agder.

3.2.3 Møre og Romsdal

Det ble registrert 271 ryddeaksjoner i perioden 2015-2019 med tilstrekkelig datakvalitet til å inkluderes i tidsserieanalyser (Fig. 36); 258 av disse var fra 2017 og utover og ble inkludert i analyse av sammensetning og «verstinger». Under kvantitativ kartlegging ble 69 strender registrert i Møre og Romsdal i april og mai 2020 (Fig. 36); totalt ble det registrert 4 700 gjenstander. Det ble gjennomført dypdykk med søppel fra tre lokaliteter (Fig. 36) hvor til sammen 1456 gjenstander med en total vekt på 148 kg ble analysert. Det analyserte søppelet analysert ble sortert ut fra totalt 404 kg avfall.

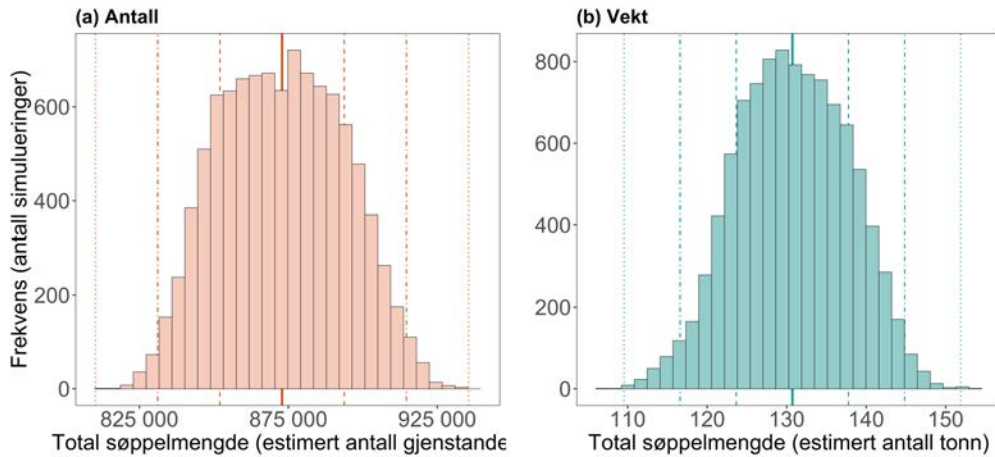


Figur 36: Lokasjoner hvor data ble samlet inn.

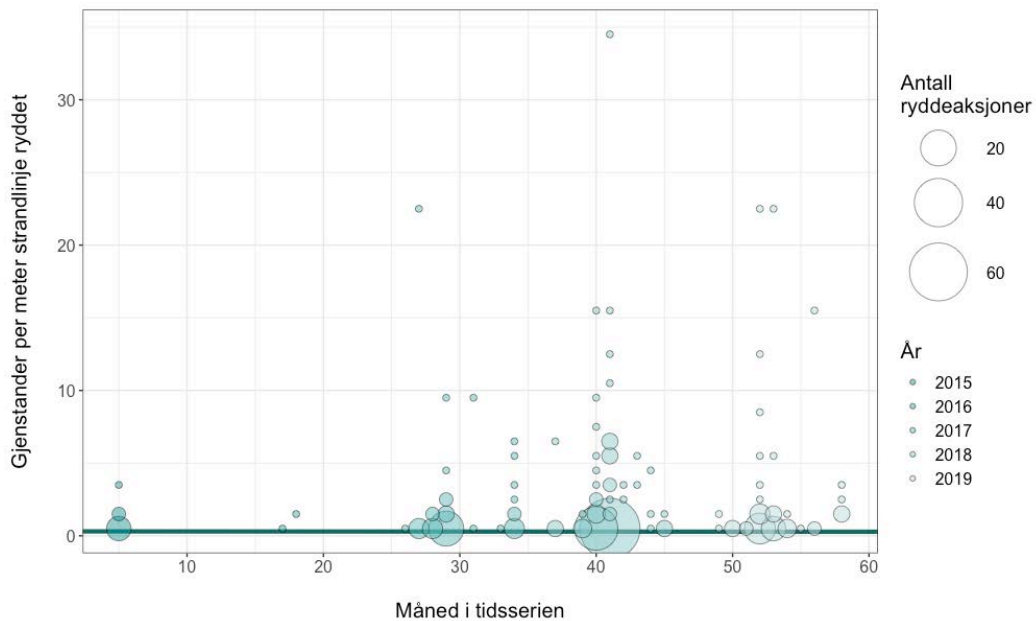
3.2.3.1 Mengder marin forsøpling i Møre og Romsdal

Den overordnede middelværdien for strender i Møre og Romsdal var fire gjenstander og en estimert vekt på 72 g per 10 m kystlinje. Middelværdien for målt vekt (gjenstander større enn 20 cm) var 45 g per 10 m kyst. Samtidig var det stor variasjon mellom strender. Andelen helt rene strender var ikke spesielt høy (6 %). Drøyt en tredjedel (36 %) av strender var delvis rene. Den høyeste registrerte tettheten var 740 gjenstander og 210 kg i ett transekt. Selv her, hvor søppeltettheten generelt var lavest blant de fire studieområdene, var middelværdien for søppeltetthet under EUs anbefaling om en øvre grense på 20 gjenstander per 100 m kun for drøyt en tredjedel (39 %) av registrerte strender. Det var estimert at 8-900 000 søppelgjenstander lå langs strendene i øygarden nord for Ålesund våren 2021 (Fig. 37a) og at større søppelgjenstander (over 20 cm) hadde en samlet vekt på mellom 100 og 150 tonn (Fig. 37b).

Folkeforskningsdata indikerer at ryddeeffektiviteten i Møre og Romsdal i snitt var 3 gjenstander per 10 m kystlinje (dette var skjæringspunktet for Thiel-Sen regresjonen), og noe lavere enn middelværdien ved kvantitativ kartlegging. Det er forventet at estimatet basert på folkeforskningsdata vil være høyere enn ved kvantitativ kartlegging ettersom det ved rydding brukes en sannsynlighetsbasert metode for lokasjonsvalg, men frivillige velger selv hvor de rydder og avgjørelser forventes å vektas mot mer forsøplete lokaliteter. Det er også usikkerhet knyttet til nøyaktigheten av estimat gjort av de frivillige (f.eks. estimert antall hvor det var mange av samme gjenstand, estimert lengde kystlinje ryddet). Samtidig var antall ryddeaksjoner høyere enn antall strender kartlagt kvantitativt og derfor basert på flere data. Det antas at folkeforskningsdata er skjeve mot mer forsøplete områder og at disse representerer en viss andel av det øvre sjiktet når det gjelder forsøpling langs kysten, men det er usikkert hvor stor andel. Denne antagelsen stemmer tilsynelatende dårlig for Møre og Romsdal, men det er også usikkerhet knyttet til dette da kvantitative data ikke var samlet inn i samme tidsperiode som folkeforskningsdataene og også over et mindre område med relativt eksponert ytre kyst; ryddeaksjoner var vesentlig mer spredt og dekket også i større grad mer beskyttet indre kyst. Det var ingen målbar endring i ryddeeffektiviteten over tid 2015 - 2019 (Fig. 38).



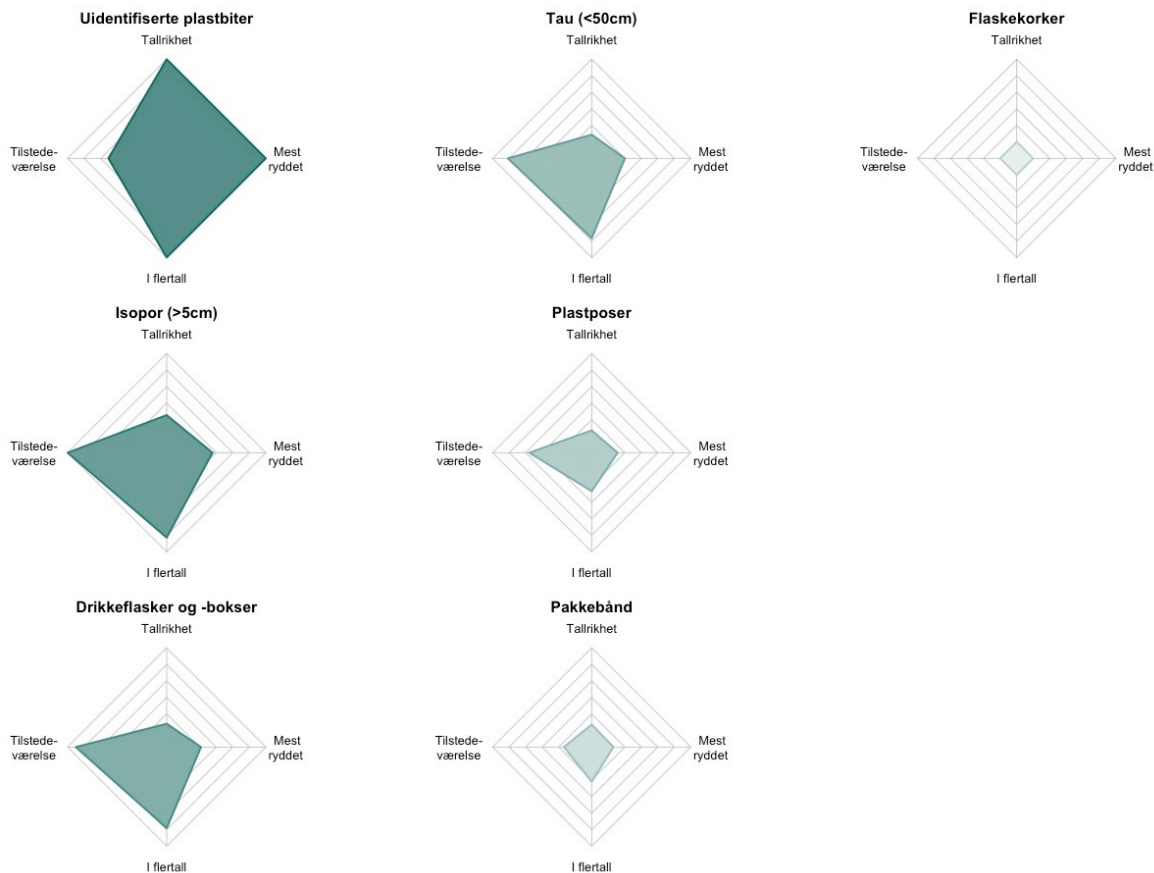
Figur 37: Estimert total søppelmengde i (a) antall gjenstander og (b) samlet vekt for gjenstander over 20 cm langs øyene nord for Ålesund i Møre og Romsdal (388 km kyst). Histogrammet viser resultatet av 10 000 simuleringer hvor tetthet for hvert 10 m intervall langs kystlinjen er angitt en tilfeldig verdi basert på en negativ binomisk fordeling tilpasset rådataene (antall: gjennomsnitt = 22 n/10 m, skjevhet = 0,29, vekt: gjennomsnitt: 3,4 kg/10 m, skjevhet = 0,08). De vertikale linjene viser gjennomsnittet av simuleringene (hel linje), og ett, to og tre standardavvik fra gjennomsnittet (henholdsvis de stiplede, stiplede/prykkete og prykkete linjene).



Figur 38: Tidsserieanalyse av folkeforskningsdata. X-aksen viser tid i måneder hvor 1 = januar 2015 og 60 = desember 2019 og y-aksen viser antall gjenstander ryddet per meter kystlinje. Hvert punkt viser en kombinasjon av måned og antall gjenstander ryddet per meter kystlinje, pluss at antall aksjoner med samme ryddeeffektivitet ($n \text{ m}^{-1}$ rundet av til nærmeste hele tall) er reflektert i punktets størrelse. Den grønne linjen viser resultatet av Thiel-Sen regresjonen; stigningstallet er ikke signifikant forskjellig fra null (med andre ord ingen målbar endring). To uteliggere vises ikke i plottet ($x = 51, y = 225,4$). Selv om den ikke vises i plottet, er uteliggeren inkludert i regresjonsanalysen.

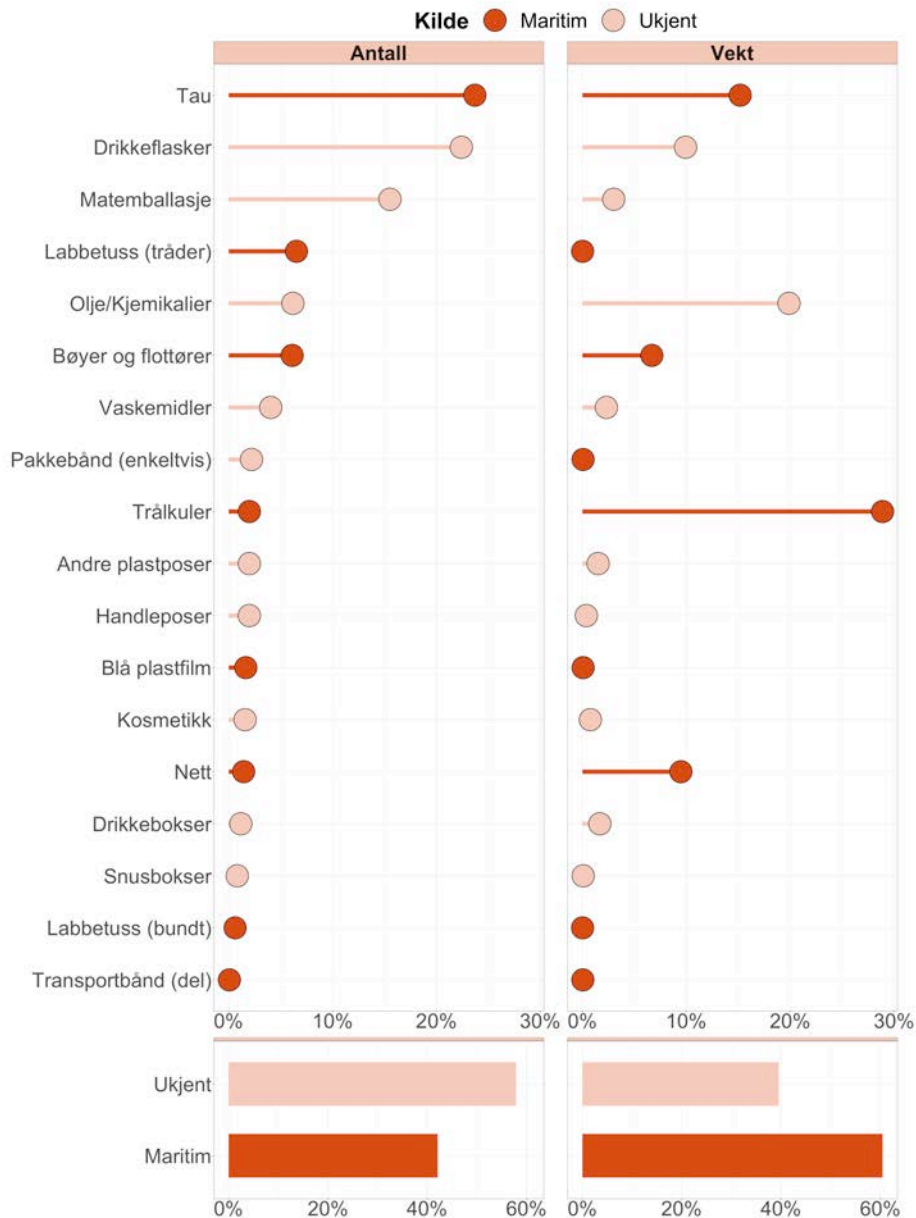
3.2.3.2 Sammensetning av marin forsøpling i Møre og Romsdal

Folkeforskningsdata fra frivillige ryddeaksjoner peker på syv gjenstander som «verstinger» i Møre og Romsdal fra 2017 til 2019 (Fig. 39). Uidentifiserbare plastbiter var den dominerende søppelgjenstanden. Disse var ikke ryddet under alle aksjoner og tilstedeværelsen var middels, men når de var til stede ble de ryddet i svært høye antall. Isopor og drikkeflasker og -bokser, og taustumper var svært ofte til stede og gjerne blant gjenstandene i flertall på en ryddeaksjon, men disse dominerte sjeldnere i antall (utgjorde sjeldnere over halvparten av gjenstander ryddet). Plastposer ble funnet relativt oftere, men sjeldent mange om gangen.



Figur 39: «Verstinger» i Møre og Romsdal basert på de fire kriteriene «tilstedeværelse», «tallrikhet», «flertall» og «mest ryddet» (se tekst for full beskrivelse). Gjenstandskategorier som scorer høyt på alle fire er både funnet under de flere ryddeaksjoner og i større antall enn kategorier som scorer lavere. Prosentverdiene for hvert kriterium er skalert fra 0 til 1 slik at aksene i diagrammene kun representerer en sammenligning mellom gjenstandskategorier og ikke absolutte verdier. Kilde: Folkeforskningsdata.

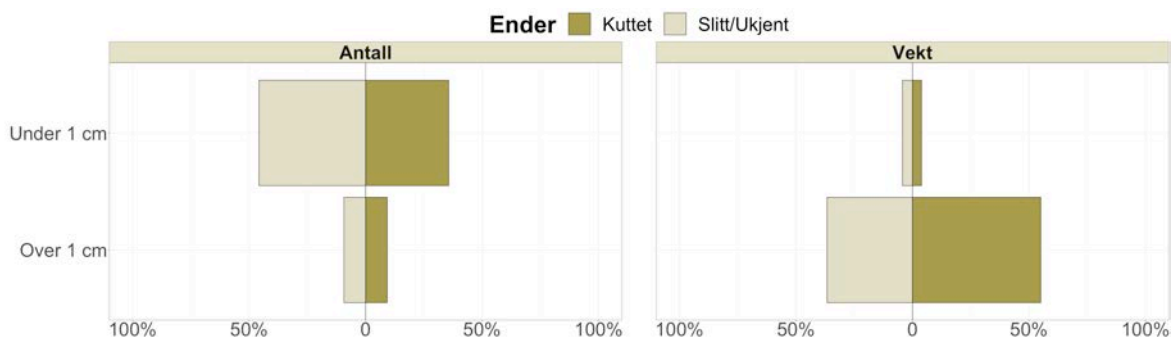
Dypdykksanalyser viser at sammensetningen av gjenstander varierer etter måleenhet (vekt eller antall) (Fig. 40). Trålkuler, nett og olje- og kjemikaliekanner er relativt fåtallige, men veier mye. Søppel levert til dypdykk i Møre og Romsdal inkluderte en stor trålpose på 360 kg (Fig. 41). Denne er ekskludert fra ekskludert fra Fig. 41, men fremhever ytterligere hvor store og tunge slike gjenstander kan være ettersom dersom den inkluderes sto den for 79 % av totalvekten. Av HMS-hensyn helles ikke eventuelle slanter med olje eller kjemikalier ut fra beholdere før veiing. Selv om kanner ofte er tomme, vil dette bidra til den relativt høye vekten på olje- og kjemikaliekanner. Drikkeflasker er tallrike og av moderat vekt, mens matemballasje er relativt tallrik, men ikke spesielt tung. Tau er både tallrike og relativt tunge. Tau under 1 cm i diameter var tallrike, mens tau over 1 cm i diameter var tunge (Fig. 42). Både avkapp og slitte tau forekom i stor grad (Fig. 42).



Figur 40: Andelen gjenstander fordelt på gjenstandskategorier basert på (a) antall og (b) vekt under Dypdykk. Totalt 1456 gjenstander ble analysert, med en total vekt på 148 kg. Røde stolper representerer fiskeredskap og andre gjenstander som med stor sannsynlighet stammer fra maritime kilder. En ukjent andel av annet søppel (rosa stolper) kan også stamme fra maritime kilder, men også fra landbaserte utslipp. Merk at denne fordelingen kun gjelder identifiserbare gjenstander og inkluderer ikke f.eks. uidentifiserbare plastbiter som i mange tilfeller dominerer, i hvert fall i antall. Søppel som falt utenfor analyserte gjenstandskategorier utgjorde 63 % av den totale vekten (disse gjenstandene ble ikke talt opp så antallet er ukjent). Kilde: Dypdykksdata fra tre lokasjoner i Møre og Romsdal.



Figur 41: Trålpopen som ble ekskludert fra analysen i Fig. 40. (Foto: Marthe Larsen Haarr)



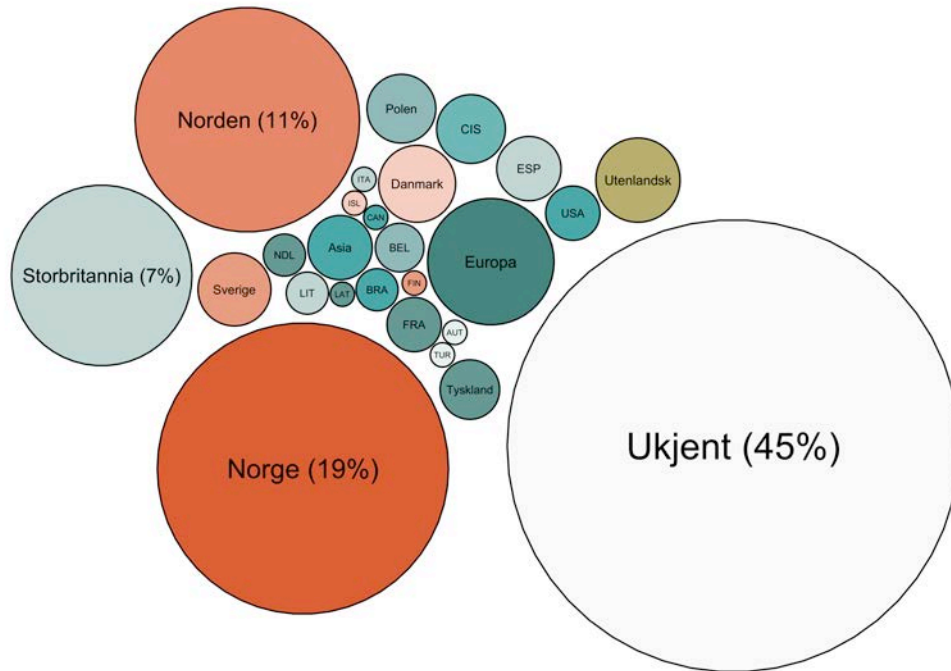
Figur 42: Analyse av tau med diameter over og under 1 cm. Tau ble klassifisert som avkapp når begge ender var tydelig kuttet. Dersom kun én ende var tydelig kuttet eller begge ender bar preg av å være revet av, ble det klassifisert som slitt/ukjent. Totalt 345 tau på 22 kg ble analysert. Kilde: Dypdykksdata fra tre lokasjoner i Møre og Romsdal.

3.2.3.3 Kilder til marin forsøpling i Møre og Romsdal

Ved kvantitativ kartlegging av strandsøppel kunne 31 % av gjenstandene (i antall) antas med noenlunde sikkerhet å ha stammet fra maritime kilder. For gjenstander over 20 cm sto søppel fra maritime kilder for en høyere andel av søppelet i vekt (59 %).

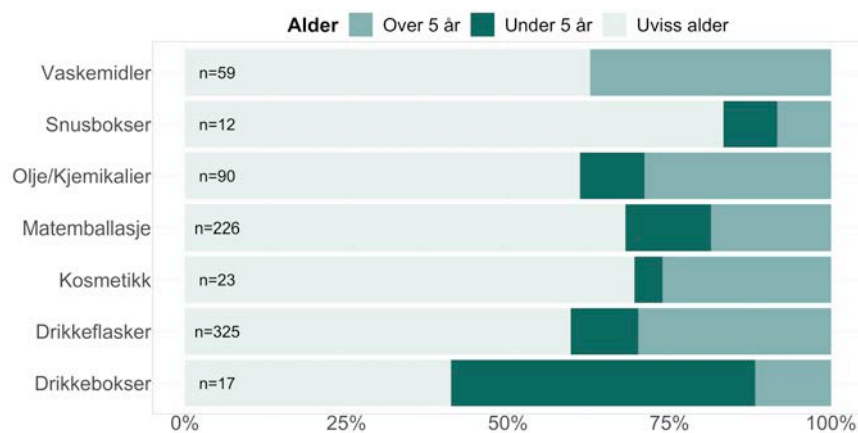
Nesten halvparten (45 %) av emballasjen analysert under dypdykk var av ukjent opprinnelse (Fig. 43). Norsk emballasje sto for 19 % av gjenstander, og emballasje fra Danmark, Sverige og Norden generelt sto for ytterligere 14 %. Emballasje fra Storbritannia var også relativt vanlig og utgjorde 7 % av emballasjen. Europeiske land for øvrig sto for 9 % av emballasjen. Tekst var den vanligste metoden brukt for nasjonalitetsbestemmelse (56 %). Dette gjaldt de fleste gjenstandskategorier med unntak av drikkeklasker som ofte var nasjonalitetsbestemt ved bruk av design (46 %) og logo/merke (33 %).

Det er viktig å merke seg at opprinnelsesland ikke nødvendigvis betyr at objektene har blitt transport til Norge med havstrømmer. I mange tilfeller vil det være det faktiske bildet, men i en internasjonal verden, med global turisme, arbeidsinnvandring og åpne grenser rundt om i Europa er det også naturlig at objekter tas med til Norge, og at forsøplingen skjer her, selv om de har opprinnelse i et annet land. Utenlandsk søppel kan også stamme fra utenlandske fartøy som opererer i norske farvann.



Figur 43: Nasjonalitet på matemballasje, flasker, oljekanner og annen emballasje egnet til denne typen analyse under Dypdykk (n = 752). Sirklenes areal representerer antall gjenstander. Nasjonalitet ble identifisert i høyest mulig oppløsning, men der det ikke var mulig å identifisere land, men noe informasjon likevel var tilgjengelig, ble nasjonalitet identifisert til et overordnet nivå (f.eks. «Europa» eller «utenlandsk»). Kilde: Dypdykksdata fra tre lokasjoner i Møre og Romsdal.

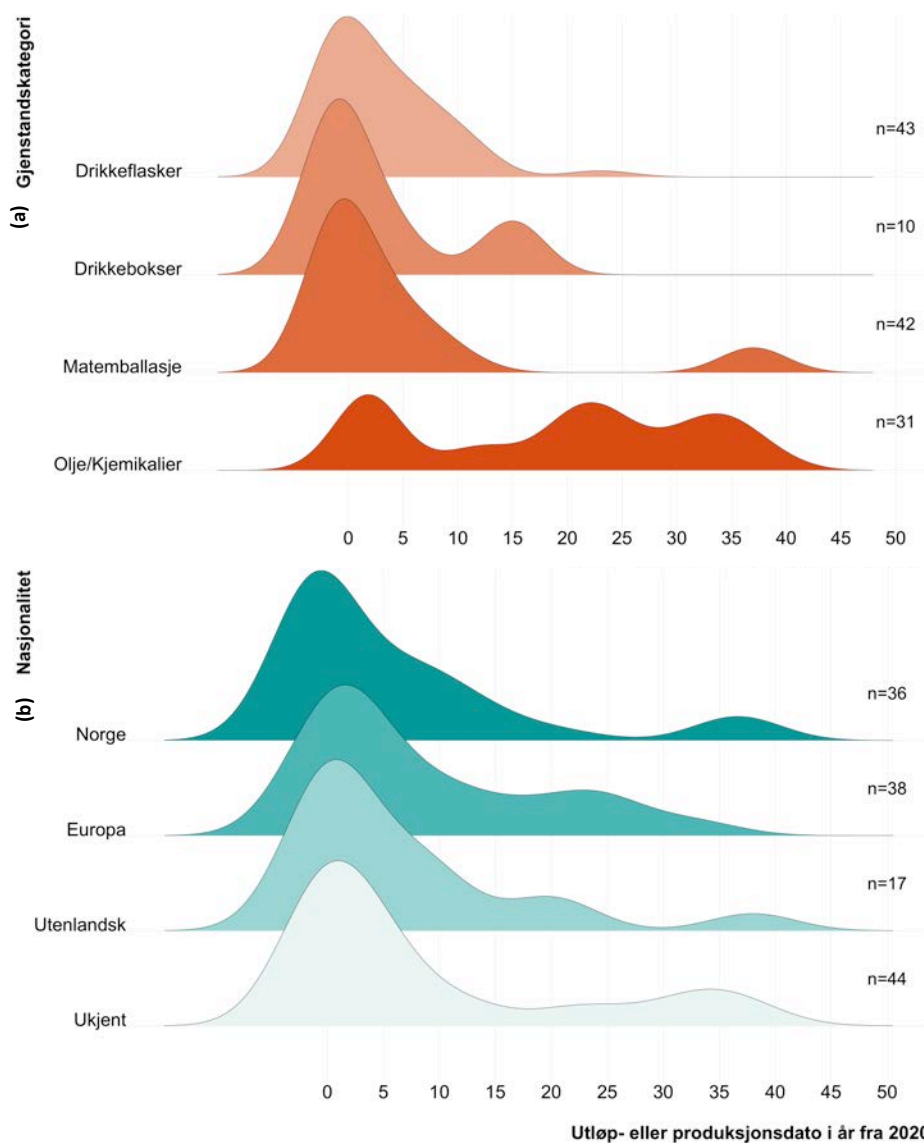
Nesten to tredjedeler (63 %) av emballasje var av ukjent alder. Gjenstandene som kunne dateres var oftere eldre enn yngre enn 5 år (henholdsvis 26 % og 11 %), men disse andelen varierte mellom emballasjetyper (Fig. 44). Vaskemidler var aldri datert til yngre enn fem år, mens nye drikkebokser derimot var vanlige. Selv om en stor andel av emballasjen ikke kunne dateres, og søppel utover emballasje ikke er datert i det hele tatt, skyldes i hvert fall en viss andel av marin forsøpling i Møre og Romsdal pågående forsøpling.



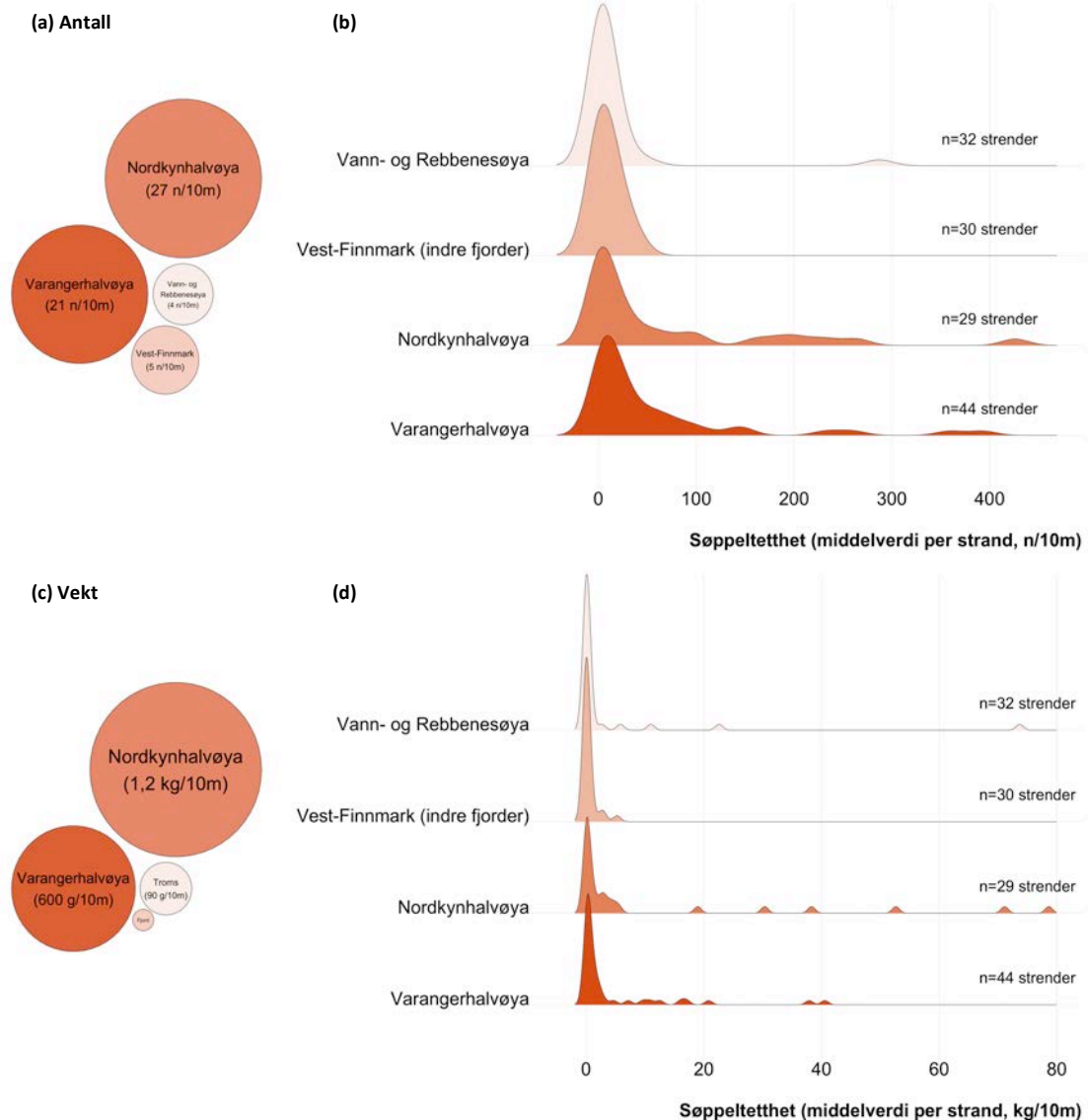
Figur 44: Andelen gjenstander i hver gjenstandskategori som enten ikke kunne dateres, eller som ble klassifisert som eldre eller yngre enn fem år. Denne analysen inkluderer alle dateringsmetoder, også dem som ikke gir et eksakt årstall på lik linje med f.eks. utløpsdato. N refererer til det totale antall gjenstander analysert i en kategori. Kilde: Dypdykksdata fra tre lokasjoner i Møre og Romsdal.

Design var den vanligste metoden brukt for datering (40 %). Dette skyldes at nesten halvparten (47 %) av daterte gjenstander var drikkeflasker, som oftest ble datert ved hjelp av design (62 % av flaskene). Utløpsdato og produksjonsdato var brukt ved henholdsvis 32 % og 17 % av dateringene. Olje- og kjemikaliekanner var datert ved produksjonsdato i 89 % av tilfellene, mens matemballasje var datert basert på utløpsdato i 49 % av tilfellene.

Av gjenstander som kunne dateres til årstall ved hjelp av utløps- eller produksjonsdato hadde olje- og kjemikaliekanner den bredeste aldersfordelingen (Fig. 45a). Den brede aldersfordelingen til olje- og kjemikaliekanner skyldes i hvert fall delvis at matemballasje og drikkeemballasje hovedsakelig ble datert med utløps- og produksjonsdato (som daterer frem i tid), mens olje- og kjemikaliebeholdere nesten utelukkende ble datert med produksjonsdato (som daterer bakover i tid). Det var ingen markante forskjeller i aldersfordelingen på emballasje fra forskjellige nasjonaliteter (Fig. 45b).



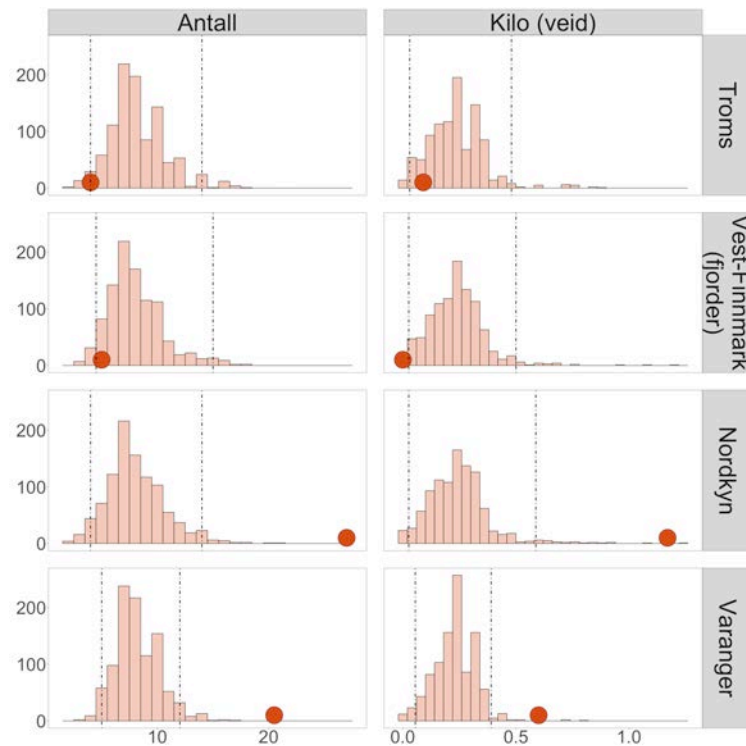
Figur 45: Aldersfordeling per (a) gjenstandskategori og (b) nasjonalitet for gjenstander som kunne dateres til år med utløps- eller produksjonsdato ($n = 185$). Alder vises i år relativt til 2020; negative tall indikerer utløpsdato frem i tid. Kun gjenstandskategorier eller nasjonaliteter/grupperinger av nasjonaliteter med > 10 daterte gjenstander er inkludert. Arealet under hver kurve tilsvarer 100 %, og kurvens form viser dataenes fordeling. Kilde: Dypdykksdata fra 11 lokasjoner i Agder.



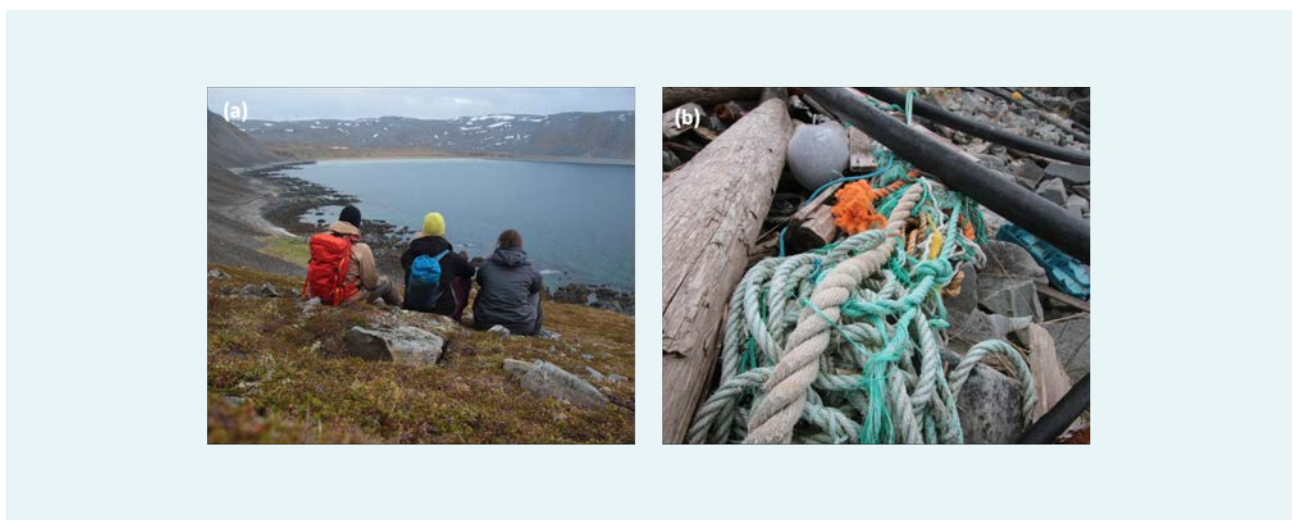
Figur 47: Observert søppeltetthet i antall gjenstander per 10 m kystlinje: Overordnede middelerverdi for hvert område i (a) antall og (c) vekt. Samt fordeling av middelerverdi per strand innenfor hvert område i (b) antall og (d) vekt. Merk at kun faktisk målt vekt vises (estimert vekt for gjenstander < 20 cm er ikke inkludert). Grunnet lite søppel og få gjenstander > 20 cm resulterte dette i en overordnet middelerverdi på 0 g per 10 m kyst i fjordene i Vest-Finnmark. Én strand på Nordkinnhalvøya hvor middelerverdien var 151 kg per 10 m kyst vises ikke i grafen. Summen under hver kurve er lik en og kurvens form viser hvor flesteparten av dataene lå. Kilde: Kvantitative kartleggingsdata.

Fem av de 33 strendene på Nordkynhalvøya og én av de 44 strendene på Varangerhalvøya var ekskludert fra denne analysen ettersom de ikke var full-repliserte (kun 2 av 3 transekter registrert). Når et transekt ikke ble registrert skyldes dette tidsmangel på grunn av en enten ekstremt høy søppeltetthet, utilgjengelige lokasjoner som var tidkrevende og vanskelige å nå frem til, værutfordringer eller en kombinasjon av disse. Hadde disse strendene vært full-repliserte og inkludert i analysen ville forskjellen mellom spesielt Nordkynhalvøya og områdene i Vest-Finnmark og Troms vært enda større. To av strendene hvor kun to transekt ble registrert på hver lå svært utilgjengelig til rundt Kinnarodden (Norges nordligste fastlandspunkt) og inn i Sandfjorden hvor feltlaget hadde et begrenset vindu med båttransport grunnet vær. Den ene stranden var en rullesteinsstrand langs fjorden og den andre en svært dyp sandstrand (transektlengde på 200 - 300 m). Dette var de mest forsøplete områdene registrert i prosjektet, spesielt rullesteinstranda, og det ble registrert 100 - 700

gjenstander per 10 m kystlinje med en vekt på opptil 1,5 tonn i et transekt (Fig. 49). SALT returnerte til dette området i 2020 for å rydde i samarbeid med Forsvaret og fjernet 341 kubikkmeter søppel med en antatt vekt på over 30 tonn under Operasjon Storoppyrdding (SALT, 2020).



Figur 48: Resultatene fra randomisering av kvantitative tetthetsdata for å undersøke forskjellene mellom ulike regioner i Troms og Finnmark fra Fig. 47. Punkter viser observert middelværdi. Histogrammene viser fordelingen av 1000 randomiseringer; 95 % av disse faller mellom de to stiplede linjene i hvert panel. Dersom den observerte middelværdien ligger utenfor disse linjene er det svært usannsynlig at en slik høy eller lav verdi i hver region skyldes tilfeldigheter (den er med andre ord reelt høy eller lav).

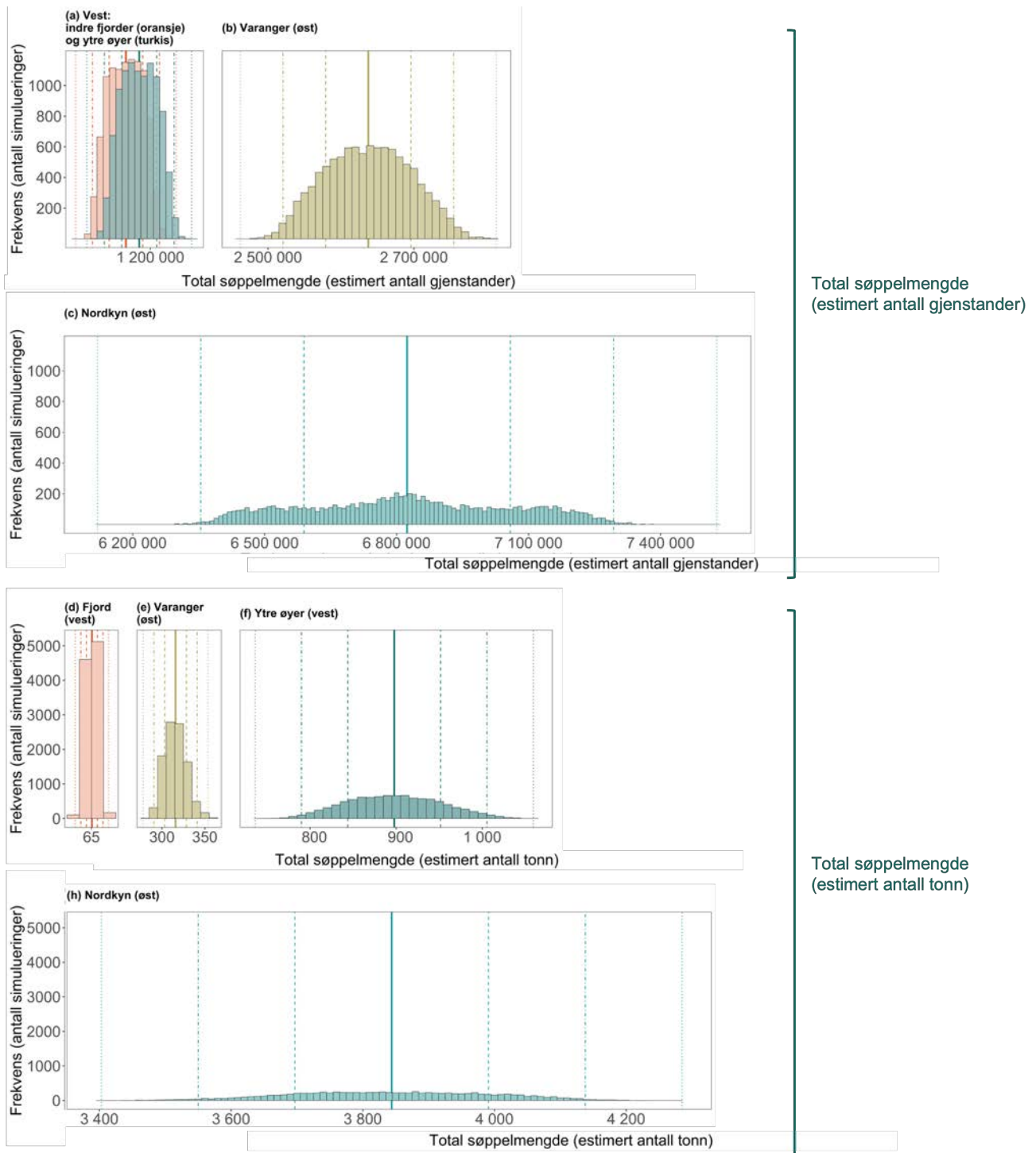


Figur 49: Det svært forsøplete området nær Kinnarodden på Nordkynhalvøya. (a) Oversikt over Sandfjorden med rullesteinstranda langs venstre side og sandstranden innerst. (b) Søppel på rullesteinstranda.

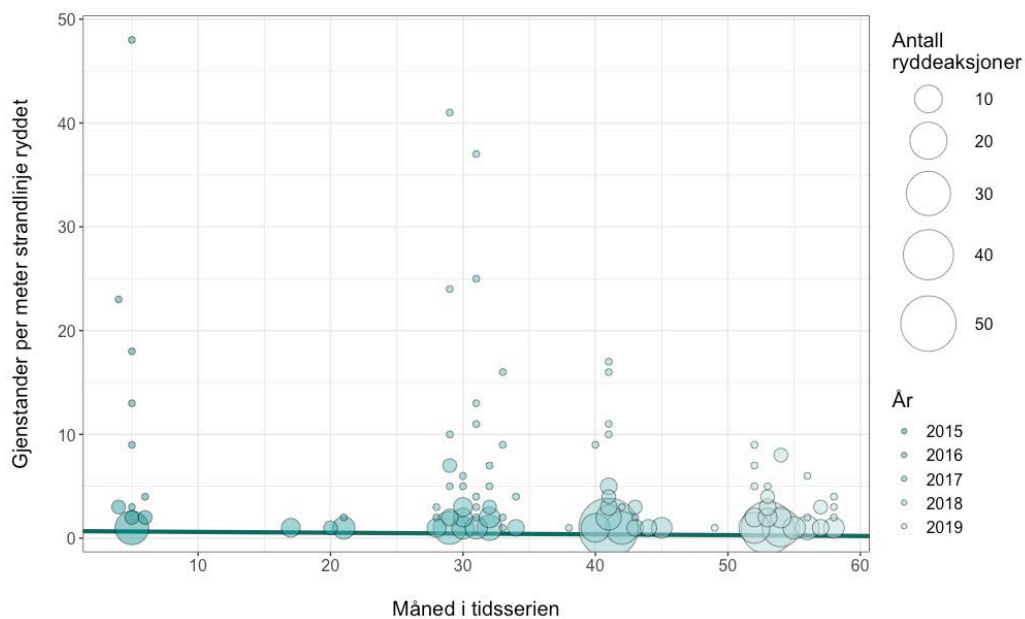
De samme geografiske forskjellene er tydelige i den estimerte totale mengden søppel i hver region. Det var estimert at mellom 1,1 og 1,2 millioner søppelgjenstander lå langs strendene både på de ytre øyene nord for Tromsø (hovedsakelig Vannøya og Rebbenøya) og de indre fjordene i Vest-Finnmark (Altafjorden og Porsangerfjorden) sommeren 2020 (Fig. 50). Forsøplingsgraden var høyere i Varanger og her var det estimert at det lå mellom 2,5 og 2,8 millioner søppelgjenstander sommeren 2019. Tilsvarende estimat for Nordkyn var hele 6,3 til 7,4 millioner gjenstander (Fig. 50). Den estimerte totalvekten før søppel over 20 cm var også markant høyest rundt Nordkyn (mellom 3 400 og 4 200 tonn), men for de andre tre underregionene fulgte ikke den estimerte totalvekten for større søppel samme mønster som antall gjenstander (Fig. 50). Den estimerte totalvekten var markant lavest for de indre fjordene i Vest-Finnmark (mellom 50 og 80 tonn), noe som i hvert fall delvis skyldes en høyere andel gjenstander under 20 cm (85 % sammenlignet med 71 - 77 % i de andre tre underregionene). Søppelet langs de ytre øyene i Troms var generelt større og tyngre og totalvekten var her estimert til mellom 750 og 1000 tonn. Tilsvarende estimat for Varangerhalvøya var lavere (mellom 280 og 360 tonn) tross et høyere antall gjenstander estimert her (Fig. 50). Merk at alle regioner har en høy andel strender med lavere forsøplingsgrad, slik at der hvor gjennomsnittet er høyere er også skjevheten enda mer markant. Dette fører til større usikkerhet og lavere presisjon, noe som er spesielt synlig for Nordkyn (Fig. 50).

Ettersom øst og vest ble registrert i forskjellige år (henholdsvis i 2019 og 2020) kan årlig variasjon ikke utelukkes som en mulig årsak til dette på lik linje med reelle geografiske forskjeller. Det er kjent at søppeltettheten kan variere fra år til år i andre områder (Haarr et al., 2020; Ribic et al., 2010; Thiel et al., 2013; Watts et al., 2017) og det er derfor også grunn til å anta at dette er tilfellet også langs kysten av Troms og Finnmark. Det kan også oppstå sesongvariasjoner i søppeltetthet (Lee and Sanders, 2015; Simeonova et al., 2017; Watts et al., 2017), men ettersom registreringer ble gjort på sommerhalvåret begge årene er sesongvariasjoner en mindre sannsynlig årsak til forskjellene, selv om det ikke kan utelukkes helt ettersom feltarbeidet ble gjennomført tidligere på sommeren i 2019. Folkeforskningsdata viser også generelt mye høyere ryddeaktivitet i vest enn i øst (Fig. 46), noe som kan bety at de lavere tetthetene i vest reflekterer nyere akkumulering i etterkant av tidligere rydding i en del tilfeller, mens langtidsakkumulering er mer sannsynlig i øst.

Folkeforskningsdata indikerer at ryddeeffektiviteten i Troms og Finnmark i snitt var snaue 7 gjenstander per 10 m kystlinje ved starten av tidsserien (dette var skjæringspunktet for Thiel-Sen regresjonen), noe lavere enn middelerdien ved kvantitativ kartlegging. Ryddeeffektiviteten viste en månedlig reduksjon i mengden ryddet per aksjon på snaut 0,1 gjenstander per 10 m (tilsvarer én gjenstand per 100 m strand) (Fig. 51). Dette er en svak, men målbar, nedgang og betyr at ryddeeffektiviteten i 2019 var betydelig lavere (rundt 2,6 gjenstander per 10 m) enn i 2015. Det er forventet at estimatet basert på folkeforskningsdata vil være høyere enn ved kvantitativ kartlegging ettersom det ved rydding brukes en sannsynlighetsbasert metode for lokasjonsvalg, men frivillige velger selv hvor de rydder og avgjørelser forventes å vektas mot mer forsøplete lokaliteter. Denne antagelsen stemmer tilsynelatende dårlig for Troms og Finnmark, men det kan delvis skyldes at ryddeaktivitet i stor grad er konsentrert i vest hvor forsøplingsgraden var mindre enn i øst selv om middeltettheten ved kvantitativ kartlegging var høyere også her (40 - 50 gjenstander per 100 m). Det er heller ikke utenkelig at det fokuseres mer på større gjenstander under rydding, spesielt i Troms og Finnmark hvor større gjenstander er vanligere enn lengre sør, og at antallet gjenstander registrert under kvantitativ kartlegging er høyere fordi det er brukt mer tid på å også telle små gjenstander som kanskje er forbigått ved rydding. Det er også verd å merke seg at ryddeaksjonene er tydelig sesongbaserte (det er krevende å rydde med snødekke og frost) og det er stor variasjon mellom aksjoner i hver sesong, i tillegg varierer også antall aksjoner per sesong (Fig. 51). Det kreves derfor en lengre tidsserie og større geografisk utstrekning på dataene for å få et godt bilde av mulige trender.



Figur 50: Estimert total mengde søppel i antall (øverste rad) og vekt (nederste rad) i Troms og Finnmark langs de ytre øyene nord for Tromsø (674 km kyst), indre Alta- og Porsangerfjordene i Vest-Finnmark (808 km kyst) og Nordkyn (684 km kyst) og Varangerhalvøyene (409 km kyst). Histogrammetne viser resultatet av 10 000 simuleringer hvor tetthet for hvert 10-m intervall langs kystlinjen er angitt en tilfeldig verdi basert på en negativ binomisk fordeling tilpasset rådataene før de ytre øyene i vest (antall: gjennomsnitt = 17 n/10m, skjevhet = 0,28, vekt: gjennomsnitt = 13 kg/10m, skjevhet = 0,06), indre fjorder i vest (gjennomsnitt = 14 n/10m, skjevhet = 0,28, vekt: gjennomsnitt = 0,8 kg/10m, skjevhet = 0,08), Varanger (gjennomsnitt = 65 n/10m, skjevhet = 0,36, vekt: gjennomsnitt = 8 kg/10m, skjevhet = 0,17), og Nordkyn (gjennomsnitt = 101 n/10m, skjevhet = 0,31, vekt: gjennomsnitt = 56 kg/10m, skjevhet = 0,13). De vertikale linjene viser gjennomsnittet av simuleringene (hel linje), og ett, to og tre standardavvik fra gjennomsnittet (henholdsvis de stiplede, stiplede/prikkete og prikkete linjene). Merk at x-aksen for hver rad (antall og vekt) på samme skala slik at bredden på hvert panel også tilsvarer forskjeller i variasjonsbredde i estimatene for østre og vestre del av fylket. Merk også at vekt gjelder kun gjenstander over 20 cm.



Figur 51: Tidsserieanalyse av folkeforskningsdata. X-aksen viser tid i måneder hvor 1 = januar 2015 og 60 = desember 2019 og y-aksen viser antall gjenstander ryddet per meter kystlinje. Hvert punkt viser en kombinasjon av måned og antall gjenstander ryddet per meter kystlinje, pluss at antall aksjoner med samme ryddeeffektivitet ($n \text{ m}^{-1}$ rundet til nærmeste hele tall) er reflektert i punktets størrelse. Den grønne linjen viser resultatet av Thiel-Sen regresjonen; stigningstallet er $-0,007$ (95 % konfidensintervall = $-0,01 - -0,002$) og viser en svak nedgang. To uteliggere vises ikke i plottet ($x = 42, y = 305,2$ og $x = 29, y = 80,7$). Selv om de ikke vises i plottet, er uteliggerne inkludert i regresjonsanalysen.

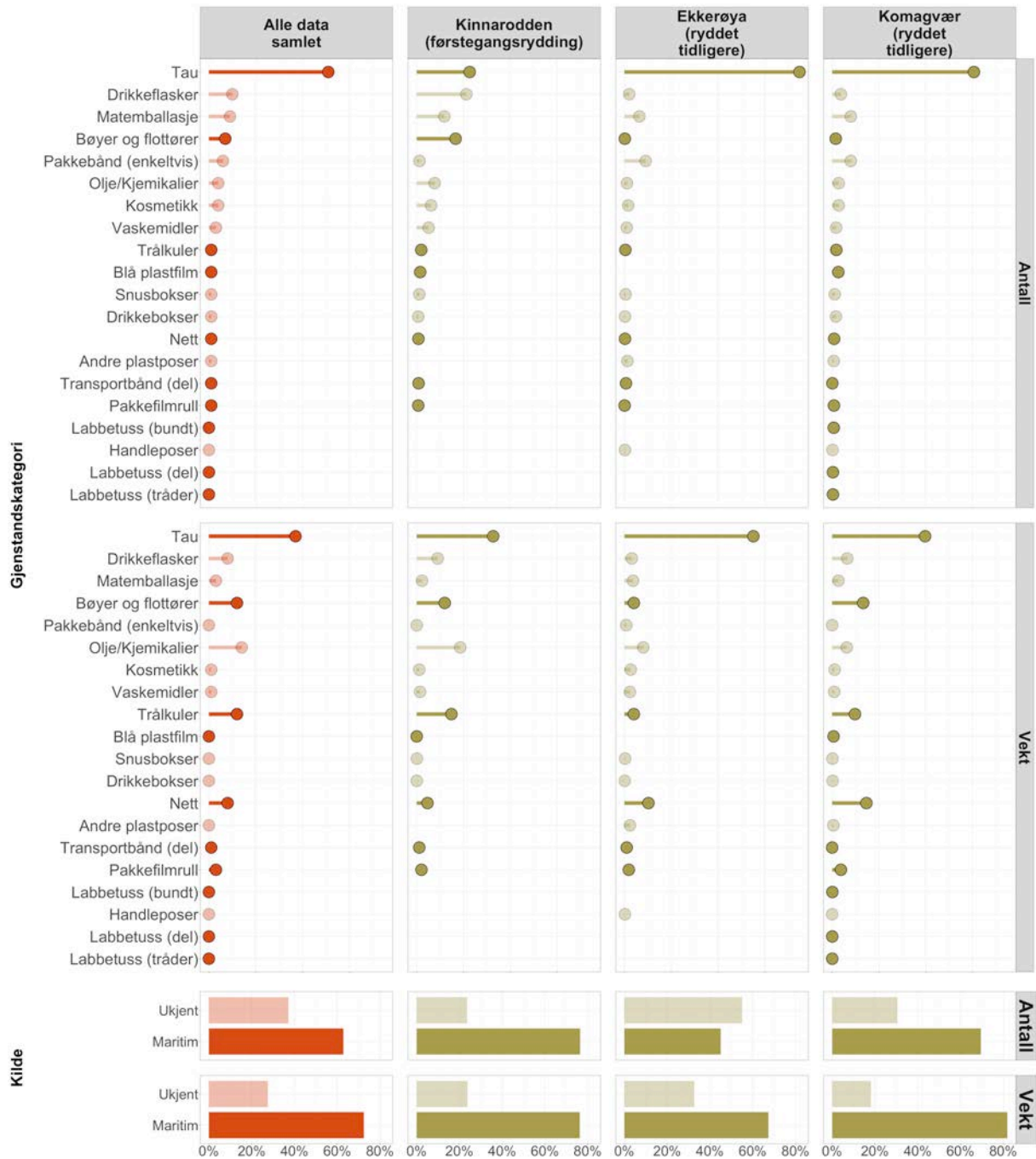
3.2.4.2 Sammensetning av marin forsøpling i Troms og Finnmark

Folkeforskningsdata fra frivillige ryddeaksjoner antyder at uidentifiserbare plastbiter var den dominerende søppelgjenstanden ryddet i fylket fra 2017 til 2019 (Fig. 52). Drikkeflasker og -bokser, taustumper og isopor var også ryddet jevnlig og ofte til stede og blant gjenstandene i flertall på en ryddeaksjon, men i rent antall dominerte disse sjeldnere. Armeringsfiber kunne være tallrike når de var til stede, men dette forekom relativt sjeldent. Totalt ti gjenstandskategorier ble identifisert i analysen av «verstinger».

Dypdykksanalyser viser at sammensetningen av gjenstander varierer etter måleenhet (vekt eller antall) og mellom lokaliteter (Fig. 53). Maritimt søppel var jevnt over tyngre enn annet søppel (høyere andel i vekt enn i antall). Tau var mer dominerende blant søppel fra Ekkerøya og Komagvær, som begge har vært ryddet tidligere og som derfor representerer relativt nylig strandet søppel. På Kinnarodden derimot, som antas å aldri tidligere ha vært ryddet og derfor representerer søppel akkumulert over potensielt svært lang tid, var sammensetningen mer variert. Tau under 1 cm i diameter var mer tallrike enn tau over 1 cm i diameter ved alle tre lokalitetene selv om større tau utgjorde høyere andel i vekt (Fig. 54). Avkapp (tau kuttet i begge ender) var generelt vanlig, men Ekkerøya skiller seg ut med stor andel slitte tau i vekt (Fig. 54).



Figur 52: «Verstinger» i Troms og Finnmark basert på de fire kriteriene «tilstedeværelse», «tallrikhet», «flertall» og «mest ryddet» (se tekst for full beskrivelse). Gjenstandskategorier som scorer høyt på alle fire er både funnet under de flere ryddeaksjoner og i større antall enn kategorier som scorer lavere. Prosentverdiene for hvert kriterium er skalert fra 0 til 1 slik at aksene i diagrammene kun representerer en sammenligning mellom gjenstandskategorier og ikke absolutte verdier. Kilde: Folkeforskningsdata.



Figur 53: Andelen gjenstander fordelt på gjenstandskategorier basert på (a) antall og (b) vekt under Dypdykk basert på alle dypdykk samlet og per dypdykk. Totalt 3680 gjenstander med en totalvekt på 351 kg ble analysert. Fargede stolper representerer fiskeredskap og andre gjenstander som med stor sannsynlighet stammer fra maritime kilder. En ukjent andel av annet søppel (gjennomsiktige stolper) kan også stamme fra maritime kilder, men også fra landbaserte utslipp. Merk at denne fordelingen kun gjelder identifiserbare gjenstander og inkluderer ikke f.eks. uidentifiserbare plastbiter som i mange tilfeller dominerer, i hvert fall i antall. Søppel som falt utenfor analyserte gjenstandskategorier utgjorde 35 % av den totale vekten (disse gjenstandene ble ikke talt opp så antall er ukjent). Kilde: Dypdykksdata fra tre lokasjoner i Troms og Finnmark.



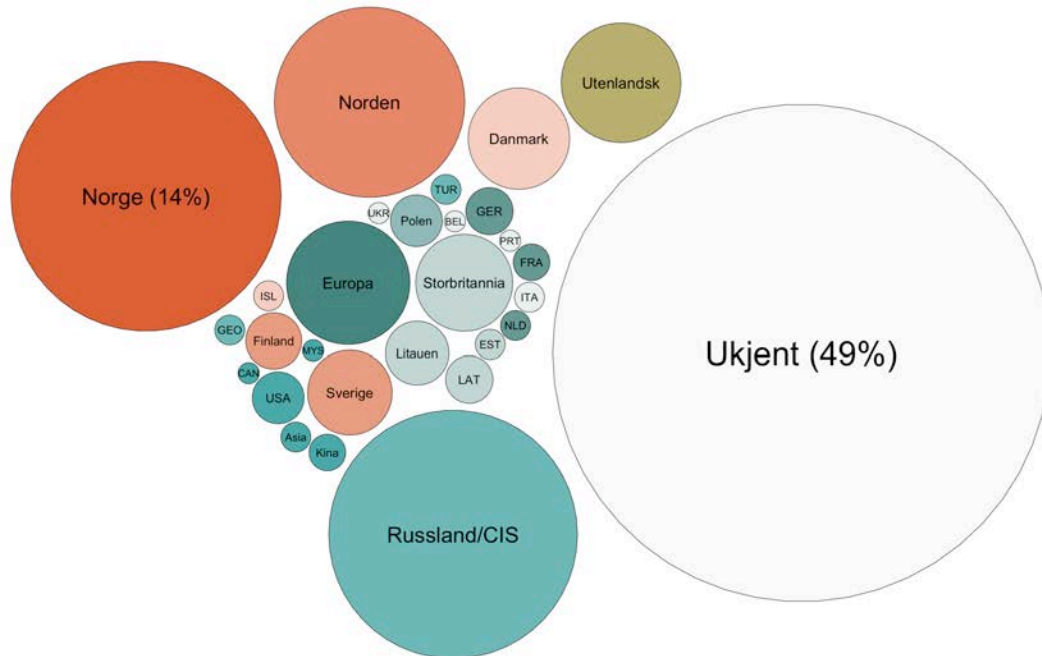
Figur 54: Analyse av tau med diameter over og under 1 cm samlet i (a) hele fylket og (b) for hvert dypdykk. Tau ble klassifisert som avkapp når begge ender var tydelig kuttet. Dersom kun én ende var tydelig kuttet eller begge ender bar preg av å være revet av, ble det klassifisert som slitt/ukjent. Totalt 1891 tau, med en samlet vekt på 129 kg, ble analysert. Kilde: Dypdykksdata fra tre lokasjoner i Troms og Finnmark.

3.2.4.3 Kilder til marin forsøpling i Troms og Finnmark

Ved kvantitativ kartlegging av strandsøppel kunne 30 % av gjenstander (i antall) med noenlunde sikkerhet antas å ha stammet fra maritime kilder. For gjenstander over 20 cm sto søppel fra maritime kilder for en vesentlig større andel av søppelet i vekt (86 % samlet). Samtidig varierte andelen noe mellom underregionene hvor data ble samlet inn. Andelen maritimt søppel var lavest i fjordene i Vest-Finnmark (12 % i antall og 48 % i vekt) og i Varanger (26 % i antall og 68 % i vekt), men høyere på Nordkynhalvøya (34 % i antall og 90 % i vekt) og høyest langs øyene i ytre Troms (48 % i antall og 87 % i vekt).

Halvparten (49 %) av emballasjen analysert under dypdykk var av ukjent opprinnelse (Fig. 55). Norsk emballasje sto for 14 % av gjenstander, og emballasje fra Danmark, Sverige og Norden generelt sto for ytterligere 11 %. Øvrige europeiske land sto for 8 % av emballasjen. Emballasje fra Russland (og eventuelt andre medlemmer av de Samveldet av uavhengige stater (CIS)) var også relativt vanlig og utgjorde 12 % av emballasjen. Tekst var den vanligste metoden brukt for nasjonalitetsbestemmelse (67 %). For de fleste

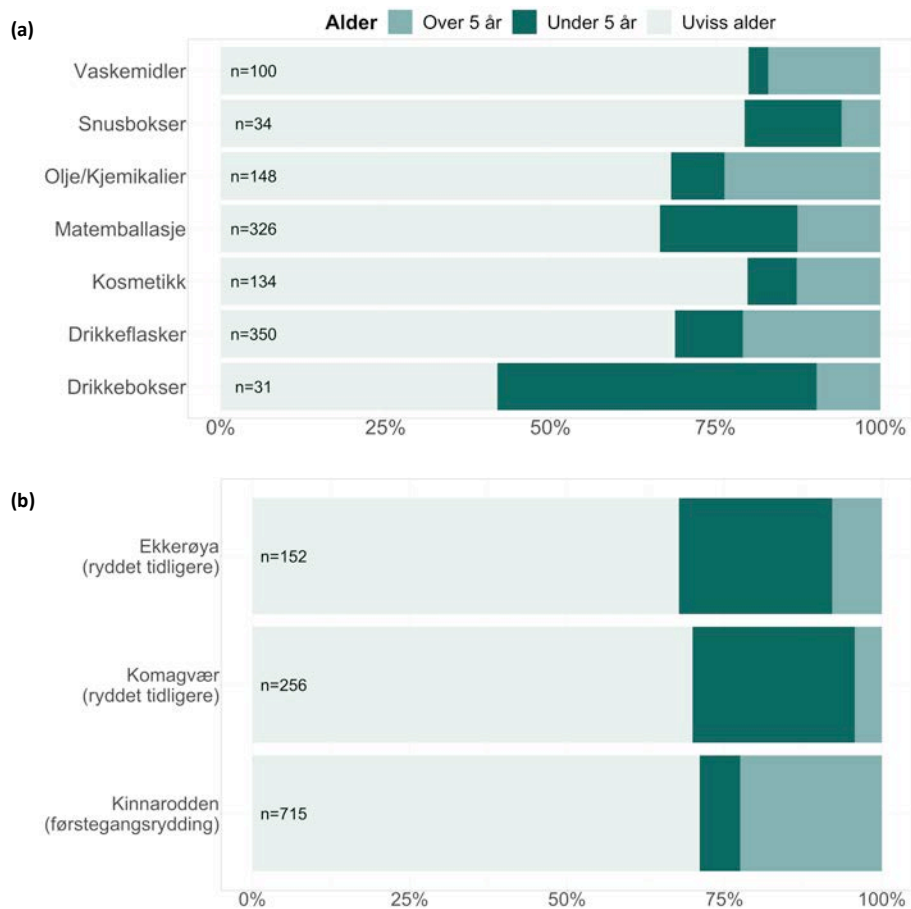
gjenstandskategoriene var andelen mellom 80 og 100 %, med unntak av vaskemidler (53 %) og drikkeflasker (26 %). Drikkeflasker var oftere nasjonalitetsbestemt ved bruk av design (43 %) og logo/merke (30 %).



Figur 55: Nasjonalitet på matemballasje, flasker, oljekanner og annen emballasje egnet til denne typen analyse under Dypdykk (n = 1123). Sirklenes areal representerer antall gjenstander. Nasjonalitet ble identifisert i høyest mulig oppløsning, men der det ikke var mulig å identifisere land, men noe informasjon var likevel tilgjengelig, ble nasjonalitet identifisert til et overordnet nivå (f.eks. «Europa» eller «utenlandsk»). Kilde: Dypdykksdata fra tre lokasjoner i Troms og Finnmark.

Det var merkbart variasjon i nasjonalitetssammensetning mellom lokasjoner (Chi-kvadrat test: $X^2 = 48$, $DF = 10$, $p < 0,0001$). Norsk og nordisk emballasje var vanligst på Kinnarodden som representerer langtidsakkumulert søppel (29 % samlet) og noe mindre vanlig på Ekkerøya og Komagvær som representerer søppel strandet mer nylig (henholdsvis 19 % og 21 %). Til kontrast var emballasje fra Russland (inkl. CIS for øvrig) minst vanlig på Kinnarodden (8 % samlet, sammenlignet med henholdsvis 21 % og 17 % på Ekkerøya og Komagvær). Dette kan tyde på at nyere forsøpling i noe høyere grad er av russisk (CIS) opprinnelse enn norsk dersom en antar at en stor andel av forsøplingen stammer fra fartøy av begge nasjonaliteter som opererer (og har operert) i Barentshavet. Det er heller ikke usannsynlig at den høyere andelen russisk emballasje på Ekkerøya og Komagvær stammer fra lokale landbaserte utslipp gitt disse lokalitetenes geografiske nærvær til Russland. Disse resultatene må utforskes videre gjennom bedre repliserte studier hvor de to variablene (geografisk nærhet og tid siden forrige rydding) kontrolleres for.

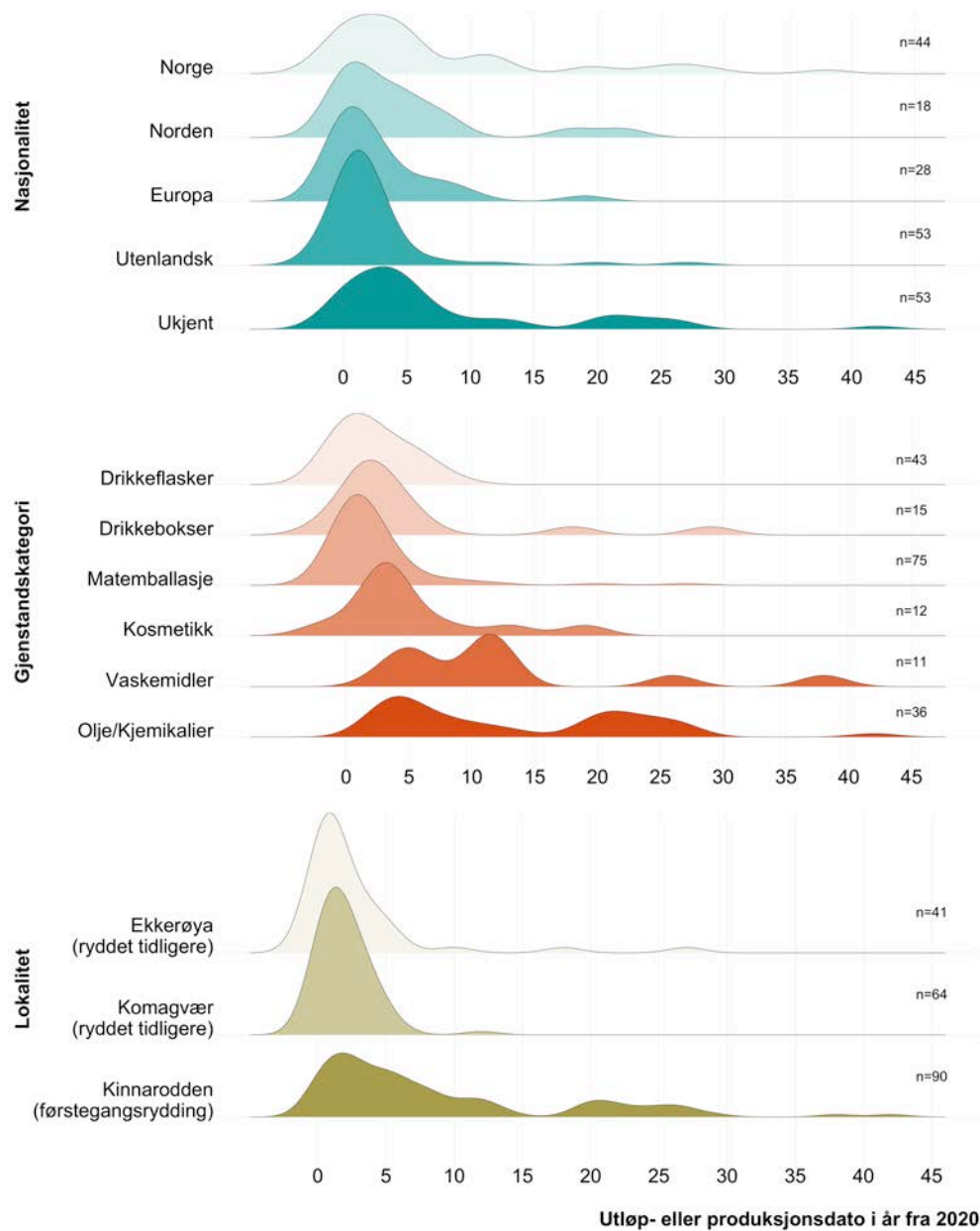
Over to tredjedeler (70 %) av emballasjen var av ukjent alder. Gjenstandene som kunne dateres var noe oftere eldre enn 5 år (17 %) enn yngre enn 5 år (13 %), men disse andelen varierte mellom emballasjetyper (Fig. 56a). Vaskemidler var sjelden datert til yngre enn 5 år, mens nye drikkebokser var derimot vanlig. Metodene brukt for datering var relativt varierte med 35 % av datert emballasje aldersbestemt ved bruk av utløpsdato, 28 % ved bruk av design, 23 % ved bruk av produksjonsdato, og 14 % datert ved hjelp av ymse markeringer (tekst eller logo/design). Den dominerende metoden brukt varierte noe mellom ulike typer emballasje. Drikkebokser var som oftest datert ved bruk av utløpsdato (78 %). Olje- og kjemikaliekanner og vaskemidler var ofte datert ved produksjonsdato (henholdsvis 72 % og 55 %). Derimot var drikkeflasker oftest datert ved bruk av design (60 %).



Figur 56: Andelen gjenstander i hver gjenstandskategori som enten ikke kunne dateres, eller som ble klassifisert som eldre eller yngre enn 5 år fordelt (a) samlet, og (b) per dypdykkslokaliitet. Denne analysen inkluderer alle dateringsmetoder, også dem som ikke gir et eksakt årstall på lik linje med f.eks. utløpsdato. N refererer til det totale antall gjenstander analysert i en kategori. Kilde: Dypdykksdata fra tre lokasjoner i Troms og Finnmark.

Av emballasje som kunne dateres til årstall ved hjelp av utløps- eller produksjonsdato hadde norske gjenstander generelt den bredeste aldersfordelingen, etterfulgt av nordiske og europeiske gjenstander; øvrige utenlandske gjenstander var generelt yngst (Fig. 57a). Av emballasjetyper hadde olje- og kjemikaliekanner og vaskemidler den bredeste aldersfordelingen (Fig. 57b).

Andelen emballasje av ukjent alder var relativt lik mellom lokaliteter, men det var en stor forskjell i andelen over og under fem år mellom Kinnarodden (ikke tidligere ryddet, langtidsakkumulert søppel) og Ekkerøya og Komagvær (tidligere ryddet, nyere forsøpling) (Chi-kvadrat test: $X^2 = 2644$, $DF = 4$, $p < 0,0001$) (Fig. 56b). På Kinnarodden var hele 78 % av datert emballasje (23 % av all emballasje) eldre enn fem år, mens henholdsvis 76 % og 86 % av datert emballasje (24 % og 26 % av all emballasje) yngre enn fem år på Ekkerøya og Komagvær. Aldersfordelingen på emballasje datert til årstall var også vesentlig bredere for søppel fra Kinnarodden enn fra Ekkerøya og Komagvær (Fig. 57c). Dette er en klar indikasjon på at søppel som skylls i land nå generelt sett er av nyere dato og et resultat av pågående forsøpling. Det viser også viktigheten av å kontrollere for hvor lenge søppel har akkumulert på en strand før det samles inn til slike analyser.



Figur 57: Aldersfordeling etter (a) nasjonalitet, (b) gjenstandskategorier og (c) dypdykkslokalitet blant gjenstander som kunne dateres til år med utløps- eller produksjonsdato. Alder vises i år relativt til 2020; negative tall indikerer utløpsdato frem i tid. Nasjonaliteter er gruppert til nærmeste region for å unngå nasjonaliteter med færre enn 10 gjenstander. I (b) ble kun gjenstandskategorier med > 10 daterte gjenstander er inkludert. Arealet under hver kurve tilsvarer 100 %, og kurvens form viser dataenes fordeling. Kilde: Dypdykksdata fra tre lokasjoner i Troms og Finnmark.

3.3 Geografisk variasjon i søppeltetthet

Det var høy romlig variasjon i søppeltetthet også innad i regionene, spesielt over små skalaer; det er med andre ord høy lokal variasjon. Tross signifikante forskjeller mellom regionene var det kun 3 % av variasjonen i søppeltetthet som kunne allokteres til region. Variasjonen som kunne allokteres til 10 x 10 km og 1 x 1 km rutene var neglisjerbar. Derimot kunne hele 32 % av variasjonen i søppeltettheten allokteres til variasjon mellom strender.

Dette mønsteret med store lokale variasjoner i søppeltetthet, og mindre tydelig variasjoner over større areal kommer også tydelig frem i semivariogram-resultatene hvor ingen klare mønstre eller romlig autokorrelasjon kunne modelleres over den geografiske variasjonsbredden (Fig. 58a), og hvor semivariansen var størst over de minste avstandene og relativt liten over noe større avstander (Fig. 58b). Dette er et noe uvanlig mangel på mønster. Det forventes at lokaliteter som er nær hverandre har visse likehetstrekk (og derfor lav semivarians) og at forskjellene øker i takt med avstanden mellom lokaliteter for så å nå en avstand hvor det ikke lenger er noen korrelasjon mellom avstand og likheter og hvor lokaliteter kan anses som uavhengige; eventuelle mønstre utover dette kan indikere større romlige mønstre (Dale and Fortin, 2002; Fortin et al., 1989; Griffith, 2013, 2005).

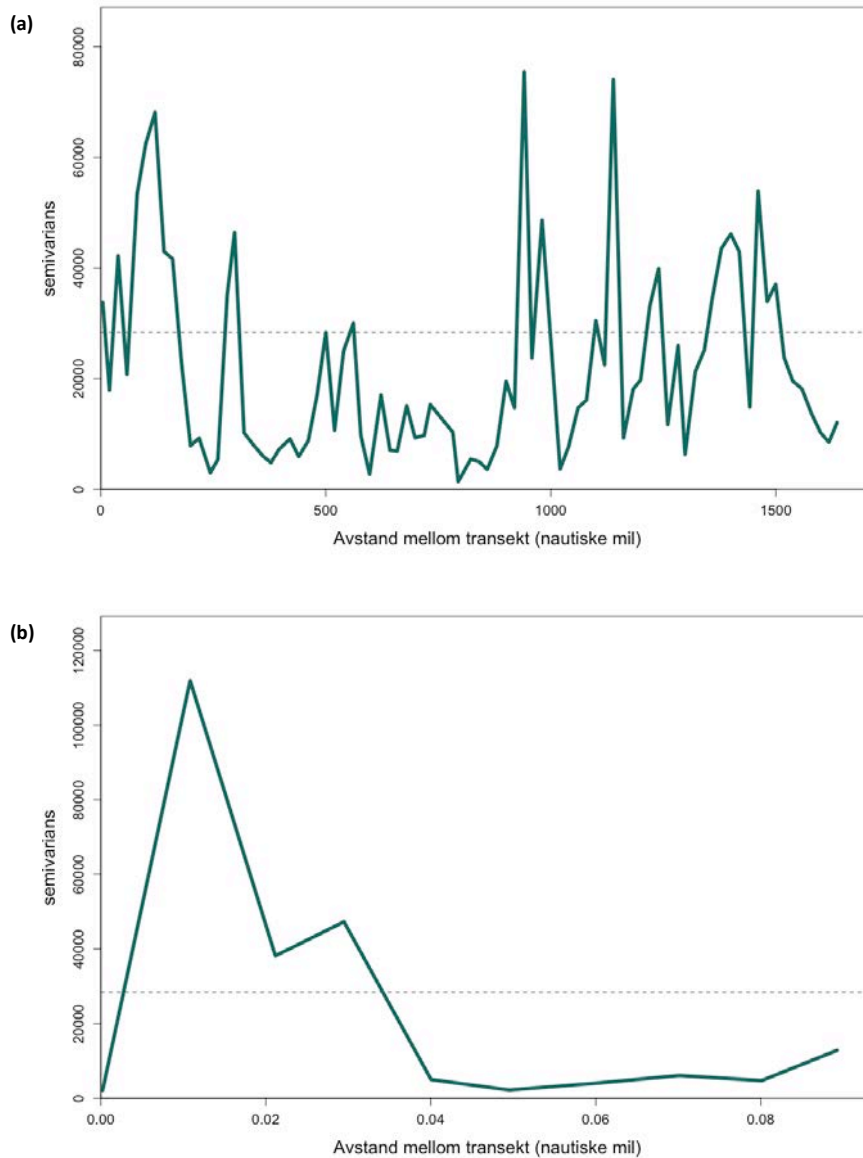
Ettersom det er klart at det finnes romlig autokorrelasjon i søppeltetthet grunnet dokumenterte gradienter knyttet til for eksempel avstand fra større søppelkilder (Haarr et al., 2022) tyder denne tilsynelatende mangelen på tydelig autokorrelasjon på at denne ikke er målbar over de romlige skalaene representert i studiedesignet og at en mer omfattende studie er nødvendig for å avdekke dette, og gjerne samkjørt med mulige kovariater som kan påvirke mønstre i romlig autokorrelasjon. Det er gjort få forsøk på å kvantifisere romlig autokorrelasjon i marin forsøpling (Haarr et al., 2022), men en studie på flytende søppel konkluderte også med at datagrunnlaget ikke var stort nok til å avdekke mønstre i semivarians, tross tydelig variasjon i søppeltetthet både lokalt og mellom regioner (Goldstein et al., 2013).

Ettersom kun en svært liten andel av variasjon i søppeltetthet kunne forklares med tilhørighet til ruter i rutenettet ble disse nivåene av nesting (hierarkisk struktur) utelatt fra sammensatte analyser og kun strand var beholdt som en tilfeldig variabel. Samtidig ble Troms og Finnmark delt i øst (Varanger og Nordkyn) og vest (ytre øyer i Troms og indre fjorder i Vest-Finnmark) grunnet svært tydelige forskjeller i søppelmengder mellom dem. Troms og Finnmark fylke er også flere ganger større enn de andre fylkene, så dette gir også mer mening i forhold til romlig skala. Dataene fra den kvantitative kartleggingen ble derfor delt i fem regioner istedenfor fire.

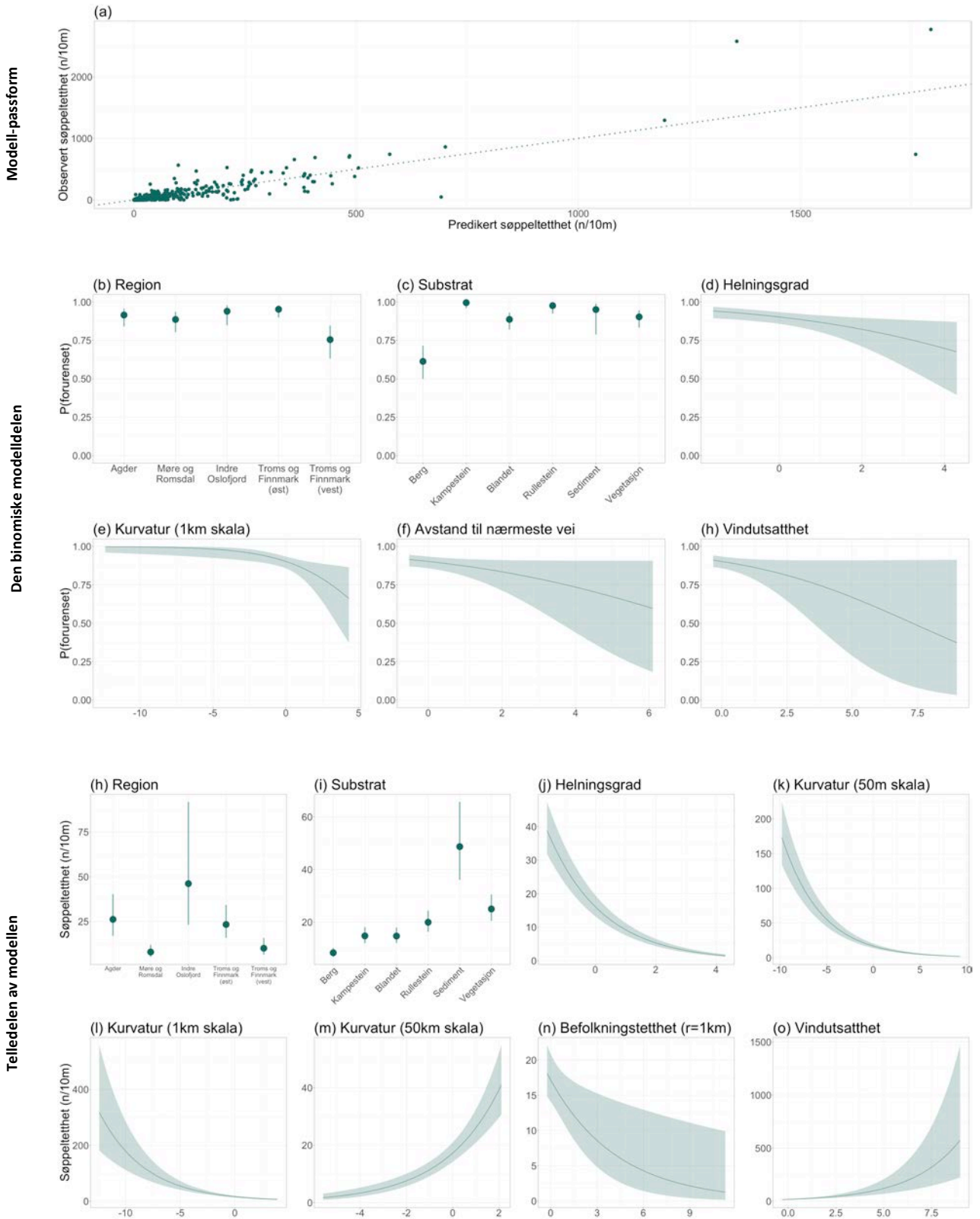
Sannsynligheten for rene transekt under kvantitativ kartlegging var høyest i vestre Troms og Finnmark (Fig. 59b) og på fast berg (f.eks. svaberg) (Fig. 59c). I tillegg sank sannsynligheten for at et transekt var forsøplet dersom stranden var bratt (Fig. 59d) eller konveks (ligger på en odde) i en 1 km skala (Fig. 59e), og dersom avstanden til nærmeste vei (Fig. 59d) eller vindutsatthet (Fig. 59g) økte. Dersom et transekt var forsøplet økte søppeltettheten generelt dersom et transekt lå i Indre Oslofjord (Fig. 59h), eller var dekket spesielt av sand, men også vegetasjon eller rullestein de første ti meterne fra vannlinjen (Fig. 59i). I tillegg sank søppeltettheten dersom helningsgraden økte (Fig. 59j). Flest søppelgjenstander var generelt funnet i små vikene hvor kurvaturen var konkav i en 50 m skala (Fig. 59k) og også en 1 km skala (Fig. 59l). Søppeltettheten var derimot generelt lavere dersom kurvaturen var konkav i en 50 km skala (Fig. 59m). Det var generelt færre søppelgjenstander funnet dersom befolkningstettheten i nærmeste kilometer omkrets var lav (Fig. 59n).

Selv om sannsynligheten for at et transekt var forsøplet sank med økende vindutsatthet, så var tettheten ved forsøpling generelt vesentlig høyere for transekt som var vindutsatt sammenlignet med dem som lå i relativt le (Fig. 59o). At det ligger mer søppel i vindutsatte transekt når disse først er forsøplet er dokumentert i andre studier, antagelig fordi pålandsvind (og påfølgende bølger) kan transportere søppel til strendene og også bidra til oppgraving av nedgravd lagret søppel og at søppel setter seg fast og akkumulerer i vegetasjonen bak strendene (Blickley et al., 2016; Olivelli et al., 2020; Williams and Tudor, 2001). Samtidig kan pålandsvind føre til at mer søppel forlater stranden (Brennan et al., 2018). Dette kan muligens forklare hvorfor det var noe høyere sannsynlighet for rene strender ved høy vindutsatthet, spesielt dersom disse forekommer i kombinasjon med relativt homogent substrat, som for eksempel glatte svaberg, hvor det er lite som kan fange

søppel i stor grad. En negativ relasjon mellom vindutsatthet og søppeltetthet har også vært observert i Middelhavet (Prevenios et al., 2018).



Figur 58: Semivariogram for søppeltetthet: (a) Hele datasettet, avstand mellom lokaliteter er gruppert i 10 nautiske mil. (b) Et nærblick på lokal variasjon med avstander mellom lokaliteter gruppert til 30 m (avstand mellom transekt) og x-aksen kuttet ved 0,1 nautiske mil. Semivariansen er et mål på gjennomsnittlig forskjell mellom lokaliteter ved en gitt avstand mellom dem («lag distance» eller grupperingene brukt).



Figur 59: Resultatet av en null-justert («hurdle») GLMM statistisk analyse. (a) Viser korrelasjonen mellom søppeltetthetsverdier (i antall) predikert av modellen og faktiske verdier fra felt. (b-g) Viser predikert effekt av forskjellige variabler i den binomiske delen av modellen. Disse predikerer sannsynligheten for at en strand er ren (0) eller forurensset (1). (h-o) Viser predikert effekt av forskjellige variabler i telledele av modellen. Disse predikerer søppeltetthet dersom en strand er forurensset. Merk forskjellige skala på y-aksene. Kilde: Kvantitative kartleggingsdata. Feilfelt viser 95 % konfidensintervaller.



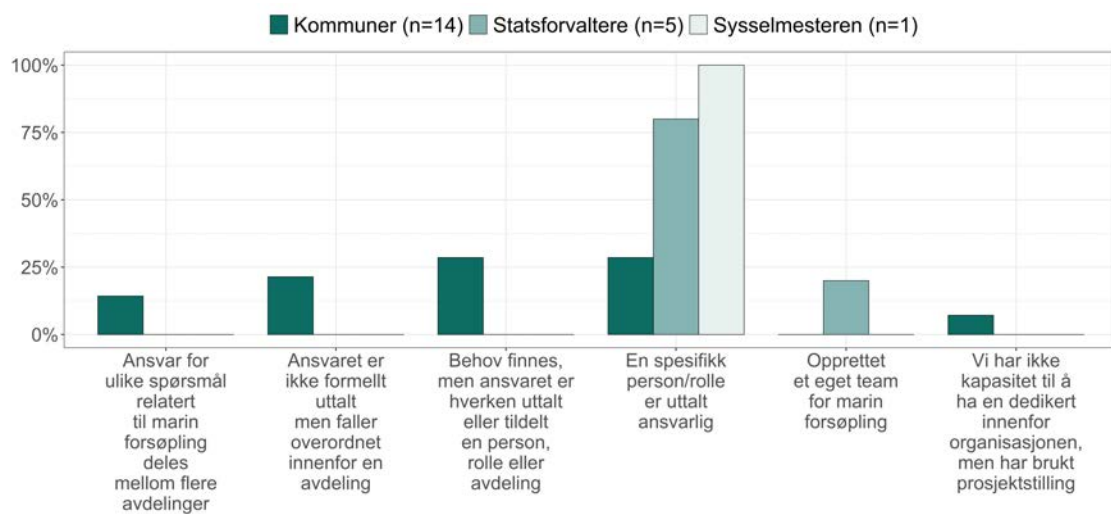
4. Anbefalinger for tiltak og overvåkning

4.1 Forvaltningens behov

Forvaltningsorganenes behov er forsøkt kartlagt gjennom en spørreundersøkelse som ble besvart av 14 kystkommuner, fem ulike statsforvaltere (Agder, Innlandet, Rogaland, Trøndelag, Troms og Finnmark) og Sysselmesteren på Svalbard.

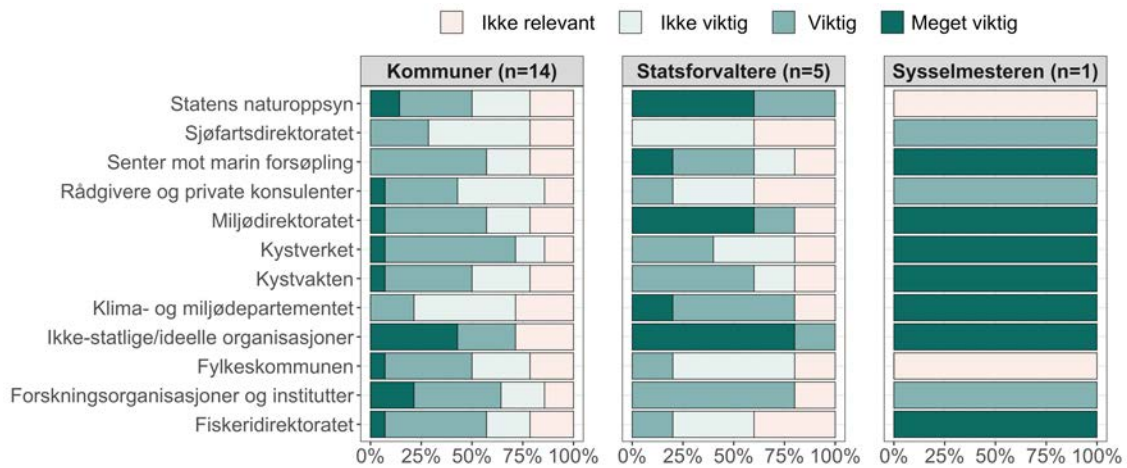
Hos statsforvalterne og Sysselmesteren er én spesifikk person ofte ansvarlig for marin forsøpling. For kommunene varierer ansvarsoppgavene fra å ikke være fordelt, eller til å håndteres av en avdeling uten at spesifikke roller er tildelt forskjellige personer (Fig. 60). En av respondentene kommenterer:

«Statsforvalteren har et ganske begrenset direkte forvaltningsansvar for marin forsøpling, men merker at marin forsøpling preger flere av våre andre ansvarsområder.» - en statsforvalter



Figur 60: Antall svar på spørsmålet «Hvordan har dere organisert og fordelt ansvar for å følge opp spørsmål koblet til marin forsøpling i deres organisasjon?», fordelt mellom kommunene, statsforvalterne og Sysselmesteren.

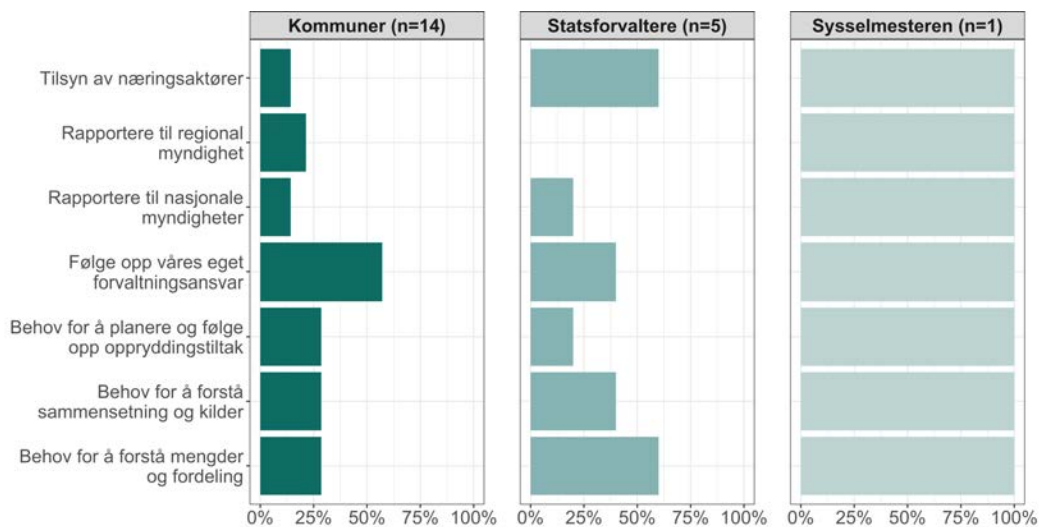
Respondentene fra kommunene svarer at flere ulike nasjonale myndigheter er viktige i deres arbeid mot marin forsøpling (Fig. 61). Klima- og miljødepartementet (KLD) kommer frem som minst viktig for kommunene. Statsforvalterne svarer på sin side at KLD er viktige og også at Miljødirektoratet og Statens naturoppsyn er viktige. Både kommunene og statsforvalterne svarte at ikke-statlige eller ideelle organisasjoner ble ansett som viktigst, mens Sjøfartdirektoratet ble oppfattet som lite viktig. Sysselmesteren på Svalbard mener at alle myndigheter som var nevnt i spørreundersøkelsen er viktige for deres arbeid mot marin forsøpling (unntatt fylkeskommunen og SNO som ikke er relevante for Sysselmesteren).



Figur 61: Relativ fordeling av svar på spørsmålet om «Hvilke organisasjoner fyller viktige funksjoner i deres arbeide/samarbeide med å overvåke forekomst av marin forsøpling i deres kommune eller fylke?».

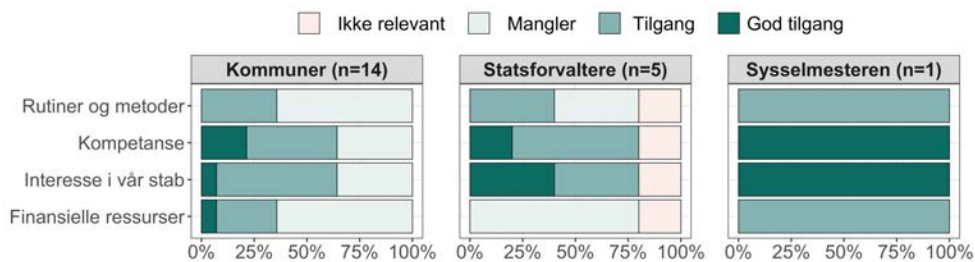
Å koordinere av ryddeaktivitet krever ofte involvering av flere instanser, slik som plan- og utvikling eller natur- og verneområdeforvaltere. I tillegg er det kommet innspill om behov for mer koordinering opp mot landbruksavdelingene hos kommunene. En vanlig organisering i kommunene ser ut til å være at bedrifter og innbyggere gjennomfører strandrydding, mens teknisk avdeling eller driftsavdeling tar imot det innsamlede avfallet som igjen hentes av avfallsselskaper.

Kommuner, statsforvaltere og Sysselmesteren ser behovet for å overvåke marin forsøpling (Fig. 62). Kommuner ser i størst grad behov for å overvåke marin forsøpling for å følge opp deres eget forvaltningsansvar. Andre behov som ble løftet frem i spørreundersøkelsen var å rapportere til regionale eller nasjonale myndigheter, planlegge og følge opp oppryddingstiltak, samt behov for å forstå mengder og distribusjon eller sammensetning og årsaker til marin forsøpling. Statsforvaltere ser også et tydelig behov knyttet til å bedrive tilsyn av næringsaktører.



Figur 62: Fordeling av svar på spørsmålet «Hvilke behov ser dere for å overvåke marin forsøpling innenfor deres kommune eller fylke?», fordelt mellom kommuner, statsforvalterne og Sysselmesteren.

Selv om det generelt sett oppleves som at det er et behov for overvåking, svarte 64 % av kommunene og 80 % av statsforvalterne at de mangler nødvendige finansielle ressurser for å gjennomføre en slik overvåking (Fig. 63). Manglende rutiner eller metoder for overvåking rapporteres også relativt ofte. For øvrig er det ofte tilgang på kompetanse og interesse blant ansatte i både kommuner og hos statsforvalterne, men samtidig rapporterer få at de opplever å ha god tilgang på dette. Sysselmeisteren på Svalbard svarer at de i varierende grad har tilgang på nødvendige ressurser for å overvåke marin forsøpling. Én statsforvalter rapporterer at overvåking ikke er relevant for dem.



Figur 63: Fordeling av kommunenes, statsforvalternes og Sysselmeisterens svar på spørsmålet «Hva har dere av ressurser for å overvåke marin forsøpling på en ønskelig måte?».

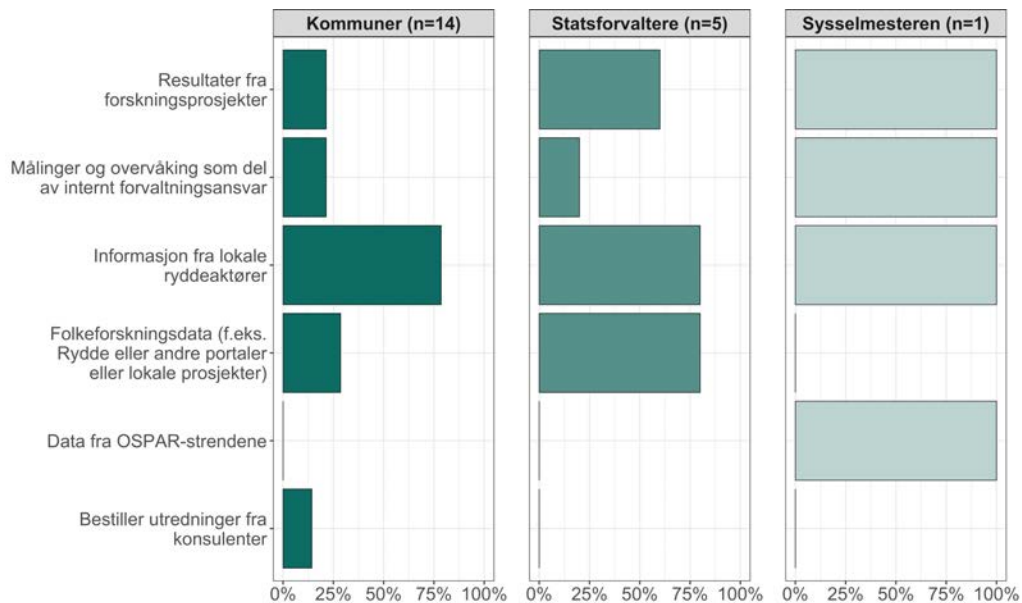
Tross ofte manglende ressurser benytter de forskjellige forvaltningsorganene en rekke kilder som informasjonsgrunnlag for overvåking av marin forsøpling innenfor deres forvaltningsansvar (Fig. 64). Informasjon fra lokale ryddeaktører ble rapportert som viktigst for kommunene og statsforvalterne. Statsforvalterne benytter seg i større grad av kunnskap fra forskningsprosjekter enn kommunene, og det gjør også Sysselmeisteren. Kun Sysselmeisteren svarte at de benytter seg av OSPAR-data, selv om det er lokalisert OSPAR-strender i flere av de fylker som statsforvalterne svarte for. Kommuner og statsforvaltere rapportere i relativt liten grad å benytte egne målinger for overvåking.

«Fremover ser vi at registreringsportalen (Rydde) blir svært viktig for å få kartlagt hvor det er mye søppel, og hvor det vil være behov for vedlikeholdsrydding fremover, hvor det stadig er tilsig av nytt marint avfall.» - en statsforvalter

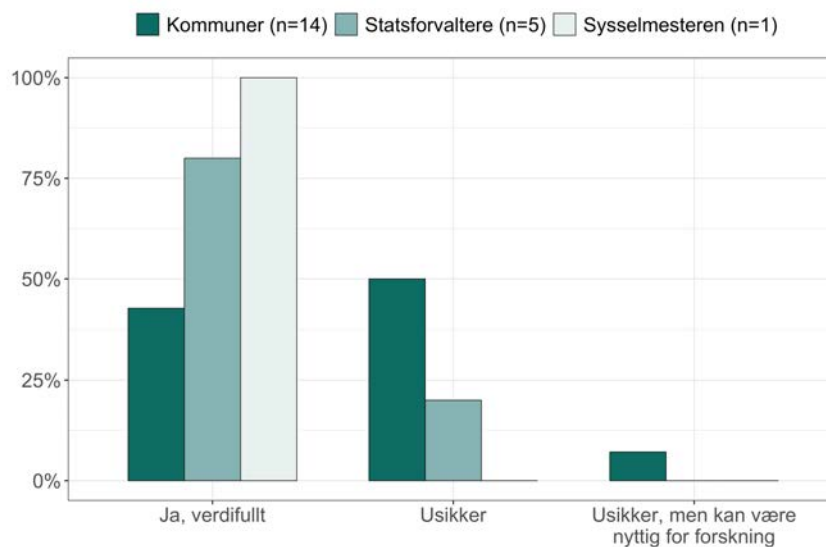
Miljødirektoratet har ansvar for å rapportere på tetthet av plastavfall (forekomst av søppel per km² kystlinje) til FN på nasjonalt nivå hvert fjerde år. Det vurderes fortsatt om det også bør måles og overvåkes regionalt i Norge. Av forvaltningsorganene som svarte på spørreundersøkelsen var det relativt stor enighet blant Sysselmeisteren og statsforvalterne om at det ville vært nyttig å følge opp indikatoren separat for deres geografiske forvaltningsområde, mens kommunene var mer splittet (Fig. 65).

Mange av forvaltningsorganene var tydelige på hva de savner av informasjonsgrunnlag for å overvåke eller ta informerte beslutninger om tiltak mot marin forsøpling. Flere etterspør mer tid, økonomiske ressurser og kompetanse for å kunne følge opp arbeidet mot marin forsøpling. En rekke forvaltningsorganer ønsker bedre mengdeestimat, spredningsmodeller og oversikt over akkumuleringssoner, mer systematiske og helhetlige data, nasjonale retningslinjer for datainnsamling, og bedre sammenstilling og tilgjengeliggjøring av forskjellige data og datakilder. Én kommune etterspør langt større engasjement og tilrettelegging fra staten. En annen ber også om mer kunnskap rettet mot skånsom og effektiv rydding i verneområder, og en tredje om resirkuleringsaktører og -muligheter.

Tre av de fjorten kommunene som besvarte undersøkelsen ønsker tydeligere redegjørelser for hva som faktisk er deres, og andres, roller og ansvarsområder når det gjelder overvåking av og tiltak mot marin forsøpling, og en statsforvalter svarte at overvåking ikke tilhører deres ansvarsområde. Til dels manglende plassering av ansvar gjenspeiles i en tilsynelatende generell mangel på kunnskap om overvåking og måloppnåelse knyttet til EUs engangsplassdirektiv.

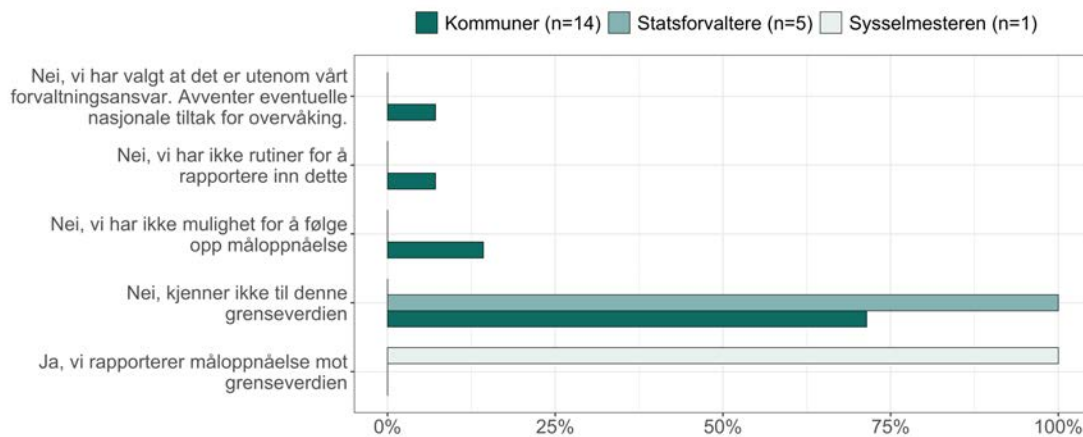


Figur 64: Relativ fordeling av svar på spørsmålet «Hva benytter dere av informasjonsgrunnlag for overvåking av marin forsøpling innenfor deres forvaltningsansvar?» for kommuner, statsforvalterne og Sysselmasteren.



Figur 65: Kommunenes, statsforvalternes og Sysselmasterens svar på spørsmålet «Miljødirektoratet har blitt tildelt ansvar for å rapportere hvert fjerde år til FN på indikator "Tetthet av plastavfall" (Forekomst av søppel per km² kystlinje) på nasjonalt nivå. Det vurderes fortsatt om det også bør måles og overvåkes regionalt i Norge. Ville det vært verdifullt for deres forvaltning at tetthet av plastavfall blir målt og fulgt opp separat for deres geografiske forvaltningsområde?».

De fleste kommuner (10 av 14) og samtlige statsforvaltere svarer at de ikke kjenner til EUs grenseverdi for en tilstrekkelig ren kyst (middelverdien for søppeltetthet ligger under 20 gjenstander per 100 m kystlinje), eller rapporterer at de ikke har mulighet til å følge opp denne grenseverdien, grunnet mangel på ressurser, rutiner eller at det ikke er deres ansvar. Kun Sysselmasteren rapporterte at denne grenseverdien følges opp (Fig. 66). Nesten alle kommuner (11 av 14) og alle statsforvalterne svarte i tillegg at de ikke har god oversikt over forekomst av typer marin forsøpling som omfattes av EUs direktiv om engangsartikler. Kun to kommuner og Sysselmasteren mener å ha god oversikt.



Figur 66: Kommunenes, Statsforvalternes respektive Syssemesterens svar på spørsmålet «Rapporterer dere på EUs grenseverdi om 20 gjenstander per 100 m kystlinje?».

Ellers ønskes tiltak:

«Overvåking er vel og bra, men det som er viktigst fra vårt ståsted er konkrete og systematiske ryddetiltak som dekker hele kysten, og at innsatsen blir langsiktig i form av systematisk rydding og ikke minst vedlikeholdsrydding de neste årene.» - en statsforvalter

«Det registreres hvert år betydelige mengder med marint avfall som stammer fra havindustrien. Uten grep i denne sektoren vil ikke problemet med marin forsøpling avta langs kystlinjen rundt Svalbard.» - Syssemesteren på Svalbard

Selv om kun 4 % av landets kommuner og 45 % av landets statsforvaltere har besvart spørreundersøkelsen, gir den en indikasjon til nasjonale myndigheter om hva lokale og regionale forvaltningsmyndigheter mener om overvåking av marin forsøpling. Spørreundersøkelsen indikerer at kommunene ser flere behov for å overvåke forekomst av marin forsøpling innenfor sine forvaltningsområder, samtidig som de per i dag savner helhetlige systemer og finansielle ressurser for dette. Spørreundersøkelsen indikerer også at lokale og regionale myndigheter sitter på lokal kunnskap innhentet fra lokale prosjekt, for eksempel ryddeaktører, men at kunnskapen ikke er systematisert og ikke møter behovene til verken lokal eller nasjonal forvaltning. Svarene indikerer også at lokale forvaltningsmyndigheter ikke har oversikt over forsøplingssituasjonen sett opp mot EUs mål.

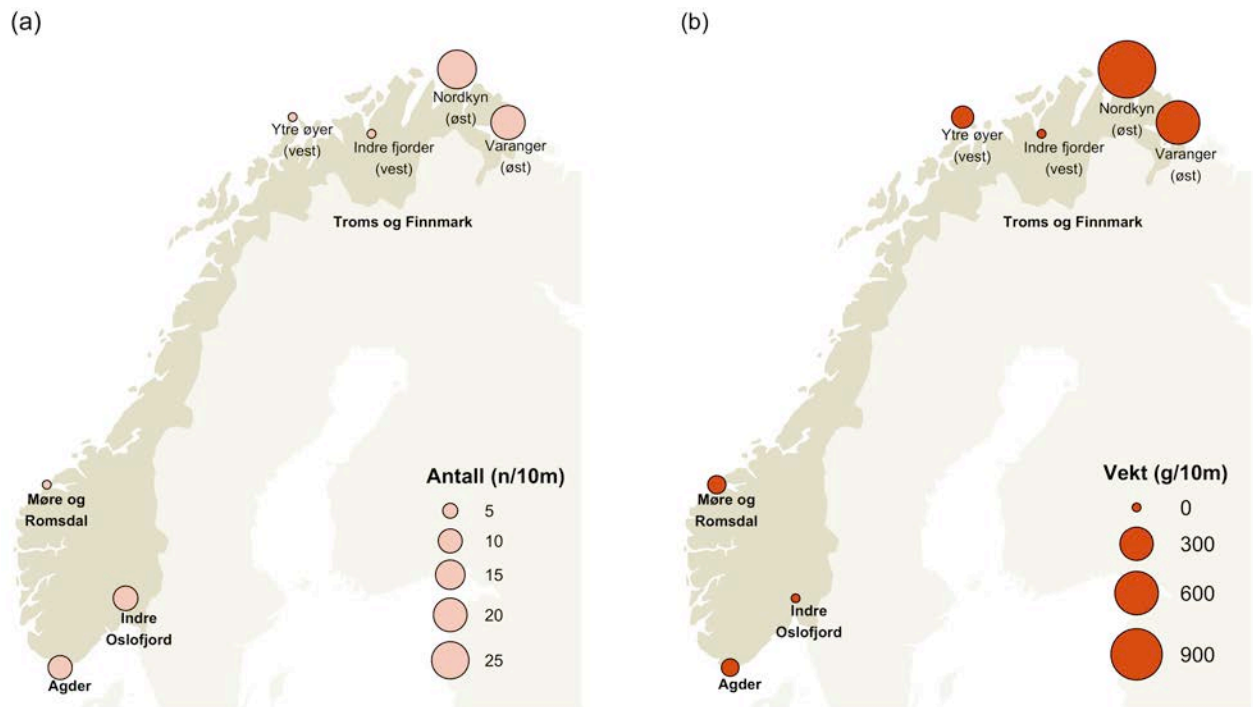
I følgende del vil vi diskutere to elementer av disse behovene: (1) helhetlig kunnskapsstatus på strandsøppel i dag i de fire fylkene valgt ut som case studier, og (2) studiedesign og datakvalitetskrav for robust overvåking som gjør det mulig å måle effekt av tiltak. Deretter følger anbefalinger basert på relevante funn.

4.2 Kunnskapsstatus i dag

4.2.1 Søppelmengder langs Norges kyst

Tross høy ryddeaktivitet langs strendene våre ligger det fortsatt store mengder søppel langs norskekysten. Bare langs den relativt lille andelen av norskekysten som ble registrert gjennom kvantitativ kartlegging i denne studien (ca. 8 % av Norges 100 000 km kystlinje; Klima- og miljødepartementet, 2021) ble det estimert at det lå mellom 48 og 55 millioner søppelgjenstander, og at totalvekten på større søppel (over 20 cm) lå på mellom 5 000 og 6 400 tonn under øyeblikksbildene fanget under datainnsamling. I antall gjenstander estimeres det at 72 % av disse ligger langs Sørlandskysten i Agder, delvis grunnet svært lang og heterogen kystlinje, inkludert mange små øyer (antall km innenfor 10 x 10 km rutenettet brukt til lokasjonsvalg var om lag ti ganger høyere enn i de andre regionene). En snau fjerdedel (23 %) av gjenstandene i antall antas å være i Troms og Finnmark,

som også er estimert til å stå for 90 % av søppelet i vekt (gjelder gjenstander over 20 cm). I realiteten er nok andelen søppel i Troms og Finnmark vesentlig høyere også ettersom studieområdene kun dekket 2 575 km mens hele kystlinjen i fylket er 15 220 km, tilsvarende 17 % (Statistisk Sentralbyrå²³). Den målte søppeltettheten er generelt høyest i Øst-Finnmark, både i antall og vekt, men både Agder og Indre Oslofjord har høy tetthet i antall (Fig. 67), gjerne med mindre gjenstander som utgjør vesentlig mindre i vekt.



Figur 67: Søppelmengde (overordnet middelværdi etter «median polish» analyse) i de forskjellige regionene for (a) antall og (b) vekt. Antall dekker alle søppelgjenstander funnet; vekt er basert på kun gjenstander > 20 cm. Kartet er laget ved hjelp av «ggmap» (Kahle and Wickham 2013).

Disse estimatene representerer summen av forskjellige øyeblikksbilder av forsøplingssituasjonen langs kysten vår. Mengden søppel i omløp langs norskekysten er utvilsomt vesentlig høyere ettersom strandsøppel er svært dynamisk og skylles både opp på strender og ut igjen i havet. Hvor hyppig denne utskiftningen er og det relative forholdet mellom deponering og oppbevaringsgrad (som til sammen tilsvarer akkumulering) varierer i både rom og tid (Bowman et al., 1998; Brennan et al., 2018; Solbakken et al., 2022). Et mer nøyaktig og helhetlig bilde av søppelmengder krever at disse prosessene tas i betraktning.

Øyeblikksbilder av akkumulering viser likevel svært tydelig at det er en lang vei å gå før Norge når EUs nye grenseverdi for marin forsøpling hvor middelværdien ikke skal overskride 20 gjenstander over 2,5 cm per 100 m kystlinje (Van Loon et al., 2020). Med andre ord skal minst halvparten av strender være renere enn dette, noe som ikke er tilfellet per i dag (Tabell 3).

²³ <https://www.ssb.no/303333/samlet-areal-arealfordelinger-og-kystlinjens-lengde-etter-fylke.2017-sa-19>

Tabell 3: Status i forhold til EUs renhetsmål. Anbefalingen er at minst 50 % av strender skal ha tetthet < 20 gjenstander per 100 m.

| Fylke | Kvantitativ kartlegging | | | Folkeforskningsdata (2019) | | |
|---------------------|-------------------------|-----------------------|-----------------------------|----------------------------|-----------------------|-----------------------------|
| | Antall strender | n/100 m (middelverdi) | Andel strender n/100 m < 20 | Antall strender | n/100 m (middelverdi) | Andel strender n/100 m < 20 |
| Indre Oslofjord | 27 | 108 | 15 % | 42 | 190 | 21 % |
| Agder | 62 | 100 | 31 % | 79 | 67 | 35 % |
| Møre og Romsdal | 70 | 40 | 39 % | 60 | 50 | 37 % |
| Troms og Finnmark | 133 | 80 | 30 % | 132 | 26 | 44 % |
| Alle målte strender | 296 | 70 | 26 % | 313 | 117 | 37 % |

Både kvantitative kartleggingsdata og folkeforskningsdata kan legges til grunn for en slik sammenligning. Ingen av disse protokollene har samme harde nedre størrelsesgrense på 2,5 cm, men ettersom begge plukker synlig søppel antas det at avvik er minimale (gjenstander under 2,5 cm er generelt vanskelige å få øye på). Det største forventede avviket er at nedre grense nok kan være høyere ved en del frivillige ryddeaksjoner, og dermed antall gjenstander lavere enn det som faktisk var til stede på stranden. Kvantitative kartleggingsdata er mest representative gitt tilfeldig basert lokasjonsvalg og standardiserte registreringer. Samtidig er data registrert i tre transekt per 100 m strekk med kystlinje, og estimert tetthet per 100 m er skalert opp basert på variasjon mellom transektene. Disse dataene er derfor påvirket av småskala variasjoner i tetthet i høyere grad enn data som slås sammen over et større område. Folkeforskningsdata forventes generelt å overrepresentere tungt forsøpente lokasjoner ettersom disse er knyttet til ryddeaksjoner, og det er da mest naturlig å oppsøke de strendene hvor behovet er størst. Samtidig er disse dataene samlet inn over lengre strekk (gjennomsnittlig aksjonslengde var ca. 1 km) og er mindre påvirket av småskala variasjon, som kvantitative kartleggingsdata har vist er stor. I datasettet som ble lagt til grunn for EUs terskelverdi varierte strandlengde mellom 30 m og 2,5 km, men tre fjerdedeler av strendene målte 100 m (Van Loon et al., 2020).

Ingen av de to tilgjengelige datakildene tilsvarende derfor nøyaktig metode brukt av EU, men folkeforskningsdataene er sannsynligvis mest direkte sammenlignbare. Det gis ingen beskrivelse av hvordan lokasjonsvalg er gjort for strender inkludert i EUs datasett ettersom dette var satt sammen av forskjellige uavhengige bidrag fra en rekke medlemsland, og implikasjoner av metode for lokasjonsvalg diskuteres heller ikke (Hanke et al., 2019; Van Loon et al., 2020). Det er derfor uvisst hvor vidt lokasjonsvalg var tilfeldig basert og representativt, eller om lokasjoner var valgt bevisst fordi de var forsøpente. Registreringer på 10 m var ekskludert fra EUs analyse under utarbeiding av terskelverdien ettersom disse ble ansett for ikke å være representative for 100 m strekk ved oppskalering, men dette var i stor grad fordi tilgjengelige registreringer i 10 m brede transekt var gjennomført kun for å telle sigarettneiper og manglet derfor data på resterende søppelfraksjoner (Hanke et al., 2019; Van Loon et al., 2020). Ettersom tre 10 m brede transekter er lagt til grunn for hvert 100 m strekk under kvantitativ kartlegging i Kvantesprang, og alt synlig søppel innenfor disse ble registrert, anser vi fortsatt en slik sammenligning som relevant gitt at dataene har høyere representativitet for kysten som helhet enn folkeforskningsdataene og heller ikke skiller seg drastisk fra de korteste 30 m strekkene inkludert i EUs baseline-datasett.

EU anbefaler at minimum 40 strender per land eller per havområde i hvert land inngår i analyser når terskelverdien skal vurderes (Van Loon et al., 2020). Langs norskekysten innebærer dette en tredeling mellom Nordsjøregionen (inkl. Skagerrak), Norskehavregionen og Barentshavregionen (Hanke et al., 2019). Dette var møtt i Kvantesprangs datamateriale; eneste unntak var under kvantitativ kartlegging i Indre Oslofjord hvor kun 27 strender var registrert, men ettersom dette faller innunder Nordsjøregionen sammen med Agder er totalt antall strender for havområdet vel over minimum (Tabell 3). For folkeforskningsdataene ble kun ryddeaksjoner fra 2019 tatt i betraktning ettersom en avgrensning til ett år hindrer en blanding av romlig og

tidsmessig variasjon (selv om EUs retningslinjer tillater at dataene er samlet inn over en seksårsperiode). Data fra 2019 var de nyeste som ble inkludert i Kvantestprang, og også nærmest i tid til data samlet inn under kvantitativ kartletting (hovedsakelig i 2019 og 2020, med unntak av Møre og Romsdal hvor kartlegging ble gjennomført i 2021). I Indre Oslofjord og Agder var flere strender registrert ved folkeforskning enn under kvantitativ kartlegging (Tabell 3). I Møre og Romsdal var det motsatte tilfelle, men folkeforskningsdataene var mer spredt rundt i fylket mens kvantitativ kartlegging ble konsentrert i et avgrenset område i øygarden nord for Ålesund. I Troms og Finnmark var antall strender tilnærmet lik, men det var større geografisk spredning under kvantitativ kartlegging mens frivillige ryddeaksjoner hovedsakelig fant sted i Tromsø-regionen. Antallet strender registrert ved begge metoder var høyest i Troms og Finnmark med drøye 130 strender, men fylket er også vesentlig større enn de andre fylkene.

I Kvantestprang ble det dokumentert store lokale variasjoner i søppeltetthet, noe som også er lagt til grunn for EUs anbefaling om minimum 40 strender for å evaluere status i forhold til terskelverdien. Det er også dokumentert geografiske forskjeller både i mengder og kilder (se 4.2.3) over mellomstore skalaer i Kvantestprang. Dette tilsier at de tre regionene som norskekysten er delt inn i under EUs soneinndeling er for store og at resultater fra anbefalte 40 - 100 strender ikke kan anses som representative for hver av de tre regionene. Er strendene jevnt spredt for å dekke hele regionen vil lokale variasjoner ikke plukkes opp, og er strendene konsentrert i et mindre område vil geografiske trender innad i regionene heller ikke plukkes opp. Det vil derfor kreves vesentlig høyere replikasjon enn anbefalt minimum for å overvåke de tre regionene i henhold til EUs terskelverdi. Dette tatt i betraktning sammenlignes her status for hvert fylke i Kvantestprang heller enn samlet per havområde.

Indre Oslofjord er det området som har lengst å gå for å få forsøplingsgraden ned under EUs grenseverdi (Tabell 3). Her var middelveiden for kvantitative kartleggingsdata 108 gjenstander per 100 m og 190 gjenstander per 100 m for folkeforskningsdataene; 5 - 10 ganger høyere enn grenseverdien. Estimert fra folkeforskningsdataene er markant høyere enn ved kvantitativ kartlegging, og dette skyldes nok en kombinasjon av målrettet lokasjonsvalg ved ryddeaksjoner og generelt høyere forsøplingsgrad i 2019 enn i 2020. Kun 15 til 21 % av strender lå under grenseverdien. Gitt at det ikke var en målbar nedgang i ryddeeffektivitet gjennom studieperioden (2015 - 2019) er det ikke mulig å gi noe anslag for hvor lang tid det vil ta å komme under grenseverdien i Indre Oslofjord. Det forventes derfor at det vil kreves store tiltak for å nå dette målet. For å sette dette i perspektiv, er det estimert at det vil ta nesten 20 år å nå under grenseverdien langs Nederlands kyst i Nordsjøen hvor middelveiden var rundt dobbelt så høy som i Indre Oslofjord (Van Loon et al., 2020). Tidshorisonten vil selvsagt variere i takt med effektiviteten av ulike tiltak, men det er da ikke urimelig å anta at det vil kunne ta ti år å nå målet i Indre Oslofjord.

I Agder var middelveiden også godt over EUs grenseverdi, men her markant høyere ved kvantitativ kartlegging (100 gjenstander per 100 m) enn ved folkeforskning (67 gjenstander per 100 m) (Tabell 3). Denne forskjellen kan delvis skyldes tidsmessig variasjon. Ved kvantitativ kartlegging var middelveiden lavere i Aust-Agder i 2019 enn i Vest-Agder i 2020. Ettersom folkeforskningsdataene også stammer fra 2019 er det mulig at dette reflekterer årlig variasjon mer enn en reell geografisk variasjon mellom øst og vest. Rundt en tredjedel av strendene var renere enn EUs grenseverdi (31 til 35 %). Heller ikke i Agder var det en målbar nedgang i ryddeeffektivitet gjennom studieperioden, og det er derfor ikke mulig å predikere hvor lang tid det vil ta å nå målet med å få middelveiden under 20 gjenstander per 100 m.

Møre og Romsdal ligger tilsynelatende helhetlig (hele fylket tatt i betraktning) best an i forhold til EUs grenseverdi. Middelveiden for den eksponerte øygarden nord for Ålesund var 40 gjenstander per 100 m, men folkeforskning fra fylket ellers hadde en middelveid på 50 gjenstander per 100 m i 2019 (Tabell 3). En drøy tredjedel av strender var renere enn EUs grenseverdi (37 til 39 %). Heller ikke i Møre og Romsdal var det en målbar nedgang i ryddeeffektivitet gjennom studieperioden, og det er derfor ikke mulig å predikere en tidshorisont for å komme under grenseverdien.

I Troms og Finnmark var det et stort sprik mellom resultater fra kvantitativ kartlegging og folkeforskning (Tabell 3). Kvantitativ kartlegging viste en middelveid på hele 80 gjenstander per 100 m for fylket som helhet og 30 % av strender under grenseverdien, mens folkeforskningsdata anslo en middelveid på kun 26

gjenstander per 100 m (og derfor svært nær grenseverdien) og hele 44 % av strender var tilstrekkelig rene. Dette enorme spriket skyldes med overveldende sannsynlighet geografiske forskjeller mellom øste og vestre del av fylket. Frivillige ryddeaksjoner har nesten utelukkende funnet sted i Troms og til dels indre fjorder i Vest-Finnmark (Fig. 46) hvor kvantitativ kartlegging konkluderte med vesentlig lavere forsøplingsgrad enn i Øst-Finnmark. Det er usannsynlig at forskjellen skyldes tidsmessig variasjon over reelle geografiske forskjeller ettersom folkeforskningsdataene fra 2019 var samlet inn samme år som ekstremt høy forsøpling var dokumentert i Øst-Finnmark under kvantitativ kartlegging. Tromsøregionen og omegn har hatt en høy ryddeaktivitet i de siste årene, noe som kan ha bidratt til å trekke ned middelverdien mot EUs terskelverdi her. Høy ryddeaktivitet kan positivt påvirke søppelmengden i en region (Haarr et al., 2020). Folkeforskningsdata fra sørvestre del av fylket indikerte en nedgang på 50 gjenstander per 100 m fra 2015 til 2019. Dersom denne trenden fortsatte de siste to årene kan det forventes det at denne delen av fylket allerede oppfyller EUs grenseverdi. Dette står i sterk kontrast til Øst-Finnmark hvor middelverdiene i 2019 var i størrelsesordenen 200 - 300 gjenstander per 100 m.

EUs baseline-datasett som ble lagt til grunn for utvikling av terskelverdien inkluderte registreringer fra 1 470 strender, men ingen av disse lå langs norskekysten (Hanke et al., 2019; Van Loon et al., 2020). Danske- og svenskekysten langs Skagerrak og Kattegat peker seg derimot ut som tungt forsøplete områder som fanger opp mye av den marine forsøplingen i Nordsjøen (Hanke et al., 2019; Van Loon et al., 2020). Høy forsøplingsgrad langs Sørlandskysten og i Oslofjorden stemmer derfor godt overens med konklusjonene fra EUs baseline (Hanke et al., 2019). Det må likevel også merkes at nordøstre del av Barentshavregionen var enda mer forsøplet, og at denne kontrasten øker ytterligere når vekt også tas i betraktning. Tross vesentlig mer forsøpling enn EUs terskelverdi ligger norskekysten generelt bedre an enn Europa for øvrig. Terskelverdien på 20 gjenstander per 100 m var basert på det 15. prosentilet, som betyr at kun 15 % av strender var renere enn dette. Av alle registrerte strender i Kvantestrapprang var 26 % av dem registrert gjennom kvantitativ kartlegging og 37 % av dem registrert ved folkeforskning renere enn dette. Andelen strender under EUs grenseverdi er derfor godt under målsatte 50 %, men likevel en god del høyere enn i EU generelt.

4.2.2 Kilder til marin forsøpling i Norge

Kildeidentifisering er viktig for å iverksette de mest effektive og målrettede tiltakene mot marin forsøpling. Det er derfor nærliggende å spørre hvilke søppelgjenstander og kildekategorier som dominerer den marine forsøplingen, men svaret på dette vil variere noe etter måleenhet og det kan diskuteres hvor vidt vekt eller antall er den mest formålstjenlige kategorien for registrering av søppel. Generelt sett er små, lette gjenstander mye mer vanlige enn større, tyngre gjenstander (Smith and Turrell, 2021). Hvilke gjenstands- og kildekategorier som dominerer ved de to måleenhetene vil derfor sannsynligvis beskrive søppel med forskjellige karakteristikk. Et høyt antall objekter øker sannsynligheten for at dyr spiser eller setter seg fast i objektene, samtidig som høy vekt i det lange løp vil føre til et større antall plastbiter gjennom fragmentering, og i siste rekke et høyere antall mikroplastpartikler (Smith and Turrell, 2021). Plastfragmenter utgjør en fare for marint liv ettersom de ofte blir spist (Gall and Thompson, 2015), der inntak av kun et plastobjekt for større dyr, kan være nok til at dyret dør (Roman et al., 2020). Det vil være interessant å utforske hvor vidt det kan opprettes en formel over gjennomsnittlig forhold mellom vekt og antall plastfragmenter. Dette vil kunne forenkle og effektivisere analysen av denne fraksjonen. Smith og Turrell (2021) argumenterer for at bruk av vekt som måleparameter er problematisk da et lite antall svært store og tunge objekter forstyrrer registreringen av de andre objektene. Samtidig vil kombinasjonen av antall- og vektdata, samt størrelsessammensetning kunne bidra til å gi en mye bredere forståelse av søppelsituasjonen i ulike regioner enn om en kun benytter én av parameterne.

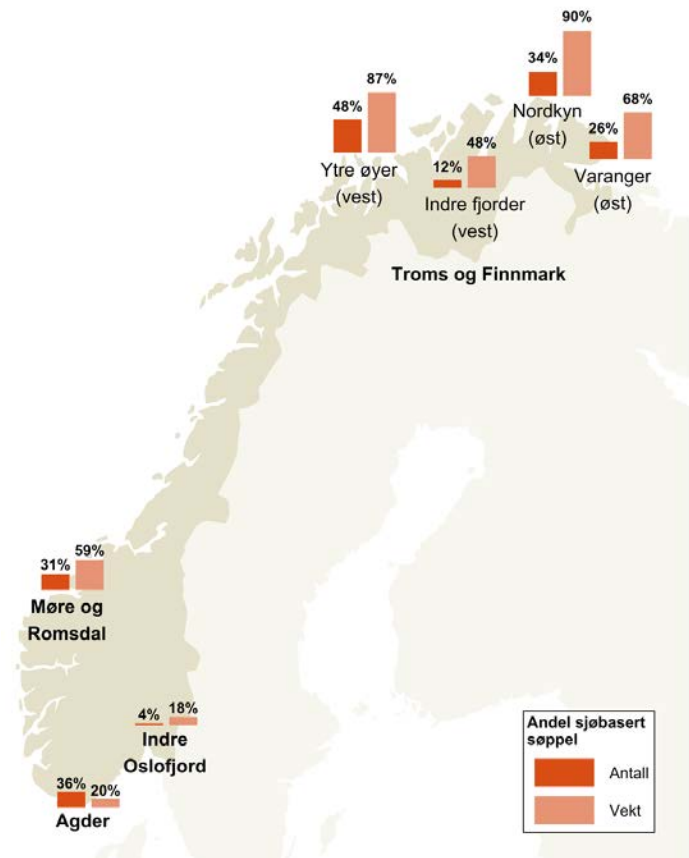
Kilder til forsøpling kan defineres på flere måter, som etter (1) transportveien ut i det marine miljø (direkte utslipp fra f.eks. båter eller indirekte utslipp på land som transporteres til havet ved hjelp av f.eks. vind eller elver), (2) når det skjedde (datering av søppel), (3) hvem som forsøplet (f.eks. nasjonalitet, yrkesgrupper, privatpersoner), (4) hvor vidt utslipp skjer lokalt eller andre steder og at søppelet senere transporteres hit, og (5) årsak til at søppelet havnet på avveie (f.eks. spesifikke aktiviteter, adferd, holdninger, logistikkutfordringer som fører til utslipp).

Det finnes flere transportveier for søppel ut i det marine miljø. Det meste av modellering og forskning på utslipp internasjonalt har fokuset på indirekte utslipp fra land og transport med elver, avrenningsvann og vind (f.eks. González-Fernández et al., 2021; Jambeck et al., 2015; Lebreton and Andrady, 2019); men direkte utslipp fra fiskefartøy, havbruk, shipping, offshore olje og gass forekommer også, dog i mer uvisse mengder globalt (f.eks. Deshpande et al., 2020; Skirtun et al., 2022).

Gitt lav befolkningstetthet, velstand og gjeldende avfallshåndteringssystemer så antas det at land-basert plastforsøpling på avveie i Norge er minimal i forhold til mange andre steder hvor det er større utfordringer knyttet til avfallshåndtering (Jambeck et al., 2015; Lebreton and Andrady, 2019). Samtidig er det økende bevis for at også små avløpsbasseng og mindre elver fra velstående europeiske land med generelt god avfallshåndtering bidrar betraktelig til transport av søppel ut i havet (González-Fernández et al., 2021). Modellering plasserer Norge på en sjetteplass i Europa når det kommer til tilførsel av forsøpling fra elver og mindre vassdrag grunnet vår lange kystlinje og mangle avløpsbasseng, men empiriske data mangler nasjonalt og denne antagelsen kan derfor ikke verifiseres (González-Fernández et al., 2021). Til gjengjeld foreligger enkelte estimat på direkteutslipp fra fiskefartøy. I norske farvann er det beregnet at 380 tonn med fiskeredskaper ender i havet som resultat av kommersiell fiskeriaktivitet hvert år (Deshpande et al., 2020). For eksempel antas det at 4 til 7 % av liner og teiner som eies av den norske flåten årlig ender på avveie (Deshpande et al., 2020).

Data fra kvantitativ kartlegging bekrefter langt på vei at direkteutslipp fra maritim aktivitet er en betydelig kilde til marin forsøpling langs norskekysten, men andelen varierer mellom fylker (Fig. 68). Gjennomsnittlig stammer rundt en tredjedel av søppel fra klart maritime kilder, i antall; unntakene er Indre Oslofjord og indre Altafjord og Porsangerfjorden hvor andelen er vesentlig lavere. Dette antyder at mer beskyttede fjordsystemer ikke er like påvirket av lokal fiskeriaktivitet og andre maritime aktiviteter som mer utsatte ytre kystområder hvor maritimt søppel kan ha et større nedslagsfelt i nærliggende (eller fjernere) havområder. Merk likevel at dette ikke nødvendigvis er generaliserbart til alle fjordsystemer. Fjorder med utbredt havbruk kan vise et annet mønster ettersom havbruk også kan bidra betraktelig til marin forsøpling (Skirtun et al., 2022). Andelen maritimt søppel er generelt høyere i vekt enn i antall (Fig. 68). Dette antyder at maritimt søppel ofte består av større og tyngre gjenstander. Et merkbart unntak er i Agder, hvor andelen maritimt søppel er lavere i vekt enn i antall. I dette tilfellet må maritimt søppel i stor grad bestå av små, lette gjenstander. Dette bekreftes i stor grad gjennom dypdykksanalysene hvor labbetuss-tråder utgjorde en stor andel av søppelet i antall, men svært lite i vekt ettersom disse er tynne monofilamenter. Det er høy fiskeriaktivitet langs hele norskekysten, men fiskets natur varierer noe. Møre og Romsdal og Troms og Finnmark står for eksempel for store andeler av hvitfiskfangsten mens disse bestandene er redusert i Skagerrak (Cardinale et al., 2012; Iversen et al., 2020; Svedang, 2003). Langs sørlandskysten er kystsamfunnene generelt mindre avhengig av fiske, men et betydelig fiske etter skalldyr eksisterer fortsatt (Lindkvist, 2001; Ziegler et al., 2016). Forskjellige typer fiskeri, og varierende grad av havbruk og annen maritim aktivitet påvirker sannsynligvis sammensetningen av søppel fra maritime kilder.

Andelene ovenfor gjelder kun gjenstander som med noenlunde sikkerhet kan knyttes til maritime næringer, hovedsakelig tauverk og fiskeriredskap, bøyer og flottører. I realiteten er antagelig andelen maritimt søppel større enn det som er registrert her ettersom gjenstander som blant annet matemballasje, drikkeflasker, rengjøringsprodukter og olje- og kjemikaliebeholdere, kan være et resultat av enten direkte (maritimee) eller indirekte (landbaserte) utslipp. Majoriteten av drikkeflasker på en avsidesliggende øy i Sør-Atlanteren, for eksempel, er dokumentert å stamme fra forbigående skip (Ryan et al., 2019). Samtidig avdekket en lignende studie i Kenya at flesteparten av flasker på urbane strender stammer fra lokal landbasert forsøpling, mens flasker på mer avsidesliggende strender sannsynligvis hadde blitt transportert over lengre avstander, og gjerne fra utslipp fra skip (Ryan, 2020). Det mangler tilsvarende analyser fra Norge hvor nasjonalitet, merke og alder på emballasje fra strandsøppel sammenlignes direkte med hva som produseres og selges lokalt, og strømodelleringsstudier som sier noe om sannsynligheten for at utenlandske gjenstander har blitt transportert fra opprinnelseslandet eller heller stammer fra forbigående skip basert på transporttid og alder.



Figur 68: Andel søppel fra sjø-baserte kilder registrert under kvantitativ kartlegging i antall og i vekt. Andel i antall er basert på alle søppel-gjenstander funnet; vekt er basert på kun gjenstander > 20 cm.

Gjenstanders alder og nasjonalitet kan bidra til å identifisere kilde dersom de kan fastslås. Når det ble fastslått at drikkeflasker på utilgjengelige øyer i Sør-Atlanteren stammet fra forbigående skip var dette basert på en kombinasjon av alder og nasjonalitet hvor havstrømsmodellering tilsa at det var umulig for disse flaskene å bli transportert fra Asia innen det aktuelle tidsrommet og derfor ikke kunne stamme fra indirekte land-baserte utslipp der, men måtte ha stammet fra forbigående fartøy (Ryan et al., 2019). Søppelets aldersfordeling sier også noe om hvor vidt forsøplingen er pågående eller et resultat av «gamle synder». Dette er høyaktuell tematikk i forhold til tiltak. Dersom en gjenstand er svært vanlig, men stort sett eldre, for eksempel, er ikke dette en god kandidat å sette søkelys på i forhold til forebyggende tiltak eller overvåking som en indikator på pågående forsøpling.

Alderssammensetningen på søppel langs norske strender er variabel. Blant gjenstander som det var mulig å aldersbestemme var andelen over fem år gamle generelt høy, spesielt i Agder og Møre og Romsdal; sammensetningen var mer blandet i Finnmark. Dette antyder at en stor del av søppelet som samles langs strendene våre er eldre og har vært i sirkulasjon i det marine miljøet en god stund. Samtidig er det viktig å merke seg at andelen søppel som kunne aldersbestemmes var relativt lav og det er uvisst hvor vidt det er skjvheter mellom aldersfordelingen på identifiserbare og ikke-identifiserbare gjenstander. Drikkebokser skilte seg noe ut i at disse stort sett var under fem år, men antall gjenstander var også relativt lavt så dette må tolkes med noe forsiktighet. Blant gjenstander som kunne dateres til årstall basert på utløps- eller produksjonsdato var det mye spredning i alder på gjenstander av alle nasjonaliteter, spesielt i Møre og Romsdal og Finnmark. I Agder dominerte gjenstander under fem år blant søppel fra Norge og Norden, mens det var noe mer spredning blant øvrige Europeiske og utenlandske gjenstander (ukjent stort sett under fem år, men stor spredning blant et fåtall gjenstander). I Finnmark var den snevreste aldersfordelingen observert blant gjenstander av ukjent utenlandsk opprinnelse. Det at aldersfordelingen var snevrest blant gjenstander fra

fjernere kilder kan antyde at dette ofte er gjenstander som stammer fra utenlandske fartøy i nærliggende farvann (Ryan et al., 2019). Det var også tydelige forskjeller mellom de to lokalitetene som hadde vært ryddet tidligere og Kinnarodden som var antatt å aldri før ha blitt ryddet. Her var andelen søppel under fem år vesentlig lavere enn ved de to andre lokalitetene i Finnmark. Andelen gjenstander over fem år var også svært lav ved de to tidligere ryddede lokalitetene. Det kreves en utvidet studie for å skille mellom lokale variasjoner i kilder og generell variasjon knyttet til langtidsakkumulering versus søppel nylig skyllet i land, men dette er en indikasjon på at søppel som skylles i land ofte er av nyere dato og skyldes pågående utslipp.

Nasjonaliteten på søppel langs norske strender er stort sett ukjent, likevel er visse trender til stede blant gjenstandene som kunne tildeles nasjonalitet. Objekter fra Norge og resten av Norden dominerte blant emballasjen i alle fire fylkene. Til kontrast var det noe variasjon mellom fylkene i hvilke andre nasjonaliteter som var fremtredende. Mens 2 og 4 % av tildelt emballasje i henholdsvis Finnmark og Agder stammet fra Storbritannia, gjorde hele 16 % det i Møre og Romsdal og var dermed nesten like fremtredende som norsk søppel der (17 %) selv om norsk og nordisk emballasje samlet likevel dominerte (27 %). Søppel av antatt russisk opprinnelse var ubetydelig i Agder og Møre og Romsdal (< 1 %), men sto for hele 12 % av tildelt emballasje i Finnmark. Disse analysene, på like linje med alder, dekker kun emballasjefraksjonen av søppelet og sier lite om kilder til annet søppel. Når det også kun er en andel av emballasjen som kan tildeles nasjonalitet eller alder er grunnlaget noe begrenset. Til tross for et relativt lavt antall objekter analysert og tildelt nasjonalitet, tilsier nasjonalitetsanalysene likevel at nasjonale og lokale kilder står for en betydelig del av mat- og drikkeemballasjen som verserer på norske strender.

Variierende alders-, nasjonalitets- og gjenstandssammensetning langs norskekysten tyder på at de dominerende kildene til marin forsøpling også varierer regionalt. I Indre Oslofjord tyder den uvanlig høye andelen norsk emballasje (selv om ekstremt høye verdier nok skyldes til dels uerfarne observatører i dette tilfellet), den svært lave andelen maritimt søppel i sammenligning med de andre fylkene, og enkelte forskjeller i sammensetningen av strandsøppelet, som for eksempel større forekomster av tobakk og bomullspinner enn i andre fylker, på en stor grad av lokale kilder innad i fjorden. Dersom marin forsøpling i Indre Oslofjord hovedsakelig stammet fra søppel med utslippspunkt i Skagerrak og Nordsjøen burde søppelsituasjonen være likere den observert i Agder. Modellerings-studier tilsier at Ytre Oslofjord lengst nord i Skagerrak har relativt likt nedslagsfelt for søppel transportert sjøveien som strender på Sørlandet (Strand et al., 2021), men Indre Oslofjord kan likevel være relativt isolert store deler av året gitt strømforholdene gjennom Drøbaksundet (Baalsrud and Magnusson, 2002; Gade, 1967).

Også de andre fylkene undersøkt viser klare indikasjoner på forskjellige hovedkilder mellom dem. Britisk emballasje var for eksempel dokumentert i høyere grad i Møre og Romsdal enn i de andre fylkene. Agder skiller seg også markant ut med at andelen maritimt søppel er lavere i vekt enn i antall enn i de andre fylkene. Slike ulikheter i sammensetning tilsier at det er tilsvarende forskjeller i hovedkildene til søppel mellom fylkene. Noen av forskjellene mellom Agder og Møre og Romsdal skyldes sannsynligvis forskjeller i hvor søppel transportert med havstrømmene kommer fra. Modellstudier viser at langtransportert søppel i Trøndelag (og da sannsynligvis også Møre og Romsdal) i stor grad stammer fra Norskehavet (46 %) og Atlanterhavet (vest og nordvest for Skottland og Irland; 24 %), og i mindre grad fra Nordsjøen (13 %) (Strand et al., 2021). Til sammenligning beregnes det at havstrømtransportert søppel i Agder hovedsakelig stammer fra Skagerrak (55 %), Nordsjøen (48 %) og Østersjøen (11 %) (Strand et al., 2021). Den større spredningen i alderssammensetning i Møre og Romsdal sammenlignet med Agder kan tyde på at søppelet her har reist lengre og brukt lengre tid på å komme frem, men dette er noe overraskende ettersom havstrømsmodellering tilsier at flytende søppel fra Nordsjøen og Atlanterhavet nord for Skottland kan nå begge disse områdene i løpet av to til fire måneder (Strand et al., 2021). Større andel søppel fra Storbritannia i Møre og Romsdal enn i Agder stemmer heller ikke helt overens med modelleringene til Strand et al. (2021) da Storbritannia også har en lang kystlinje mot Nordsjøen. Det er da mulig at den britiske søppelfraksjonen i Møre og Romsdal i stor grad stammer fra fiskeri i Norskehavet.

Troms og Finnmark skiller seg også ut blant annet ved at andelen maritimt søppel er spesielt høy i vekt, noe som tilsier at sammensetningen av maritim forsøpling er noe annerledes her enn lengre sør i landet. Troms og Finnmark er også et vesentlig større fylke enn de andre to fylkene og Indre Oslofjord, og regionale variasjoner

i både sammensetning og mengde er også svært tydelige. De indre fjordene er tilsynelatende mer beskyttet fra utenforstående søppelkilder, litt som i Indre Oslofjord. Den ytre kysten av Troms og Finnmark er spesielt påvirket av større, tyngre fiskerirelaterte gjenstander (Fig. 69).



Figur 69: Eksempler på stort, tungt maritimt søppel fra forskjellige strender i Øst-Finnmark (Foto: SALT / Marthe Larsen Haarr).

All denne lokale variasjonen tilsier en tilsvarende regional variasjon i de dominerende søppelkildene, og da også at en relativt høy andel av marin forsøpling stammer fra relativt lokale utslipp. Sistnevnte støttes opp av observasjoner av driftere i Nordsjøen som antyder at det meste av søppel som slippes ut nær land beveger seg ganske korte distanser og stort sett bidrar til å øke forsøplingsgraden lokalt; unntaket er søppel lekket direkte i sjøen på åpent vann da dette ofte transporteres lengre (Schöneich-Argent and Freund, 2020). Samtidig er det en del fellestrekk i sammensetningen av strandsøppel langs kysten, som hvor universelt utbredt funn av drikkeflasker, lokk og korker, isopor og taustumper er under strandrydding, som antyder at det enten foreligger en viss felles «pool» av søppel som distribueres langs kysten, eller mest sannsynlig at dette er gjenstander som slippes ut grunnet mangelfull avfallshåndtering.

Drikkeflasker, lokk og isopor er også vanlige gjenstander under ryddeaksjoner globalt (Roman et al., 2020b). Tau forekommer også ofte globalt (Roman et al., 2020b), men kan virke proporsjonalt mer vanlig langs norskekysten. Dette kan skyldes enten høyere utslipp her enn gjennomsnittlig internasjonalt grunnet høy fiskeriaktivitet langs kysten, men også lavere landbaserte utslipp grunnet relativt lav befolkningstetthet (med unntak av Indre Oslofjord som også skiller seg markant fra de andre tre fylkene undersøkt) noe som kan øke andelen av maritimt søppel. Globalt er sigarettstumper den vanligste søppelgjenstanden på strender (Roman et al., 2020a), mens dette ikke er tilfellet i Norge. I de mer befolkete områdene i Indre Oslofjord og på Sørlandet

var tobakkrelaterte gjenstander blant «verstingene» under strandryddeaksjoner, men fortsatt i relativt liten grad sammenlignet med mange andre gjenstander. En bør også merke at denne kategorien inkluderer snus og ikke bare sigarettstumper i Norge, og er derfor ikke helt sammenlignbar med data fra Ocean Conservancy's årlige "International Coastal Cleanup®" (2011–2017) (Roman et al., 2020b). Disse forskjellene mellom globale og norske trender styrker også konklusjonen om at store andeler av forsøplingen langs kysten vår skyldes regionale kilder.

Utbredte lokale kilder gir grunn til å se grundig på hvordan objekter som i løpet av sin levetid har vært innom nordisk næringsliv til slutt ender i det ytre miljøet som del av norsk strandsøppel. En stor andel av disse objektene har også vært innom nordiske forbrukere, der de fleste administrative enheter i disse landene har tilgjengelige tjenester for håndtering av avfall fra husholdninger og industri. Objektene viser seg allikevel å ende på norske strender. Det anbefales her å gå dypere inn i hvordan utvidet produsentansvar og preventive tiltak kan bidra til redusert forsøpling, både nasjonalt og lokalt.

For å gjennomføre målrettede tiltak kreves kunnskap om hvorfor forsøpling skjer, og for å forstå dette er det mulig å se dypere på enkelte vanlige gjenstander, som for eksempel tau. Den store majoriteten av tauene som ble analysert under dypdykk hadde to klare kuttflater, noe som med stor sannsynlighet betyr at tauene har vært kuttet med kniv, klippet, eller brent med varmetråd. Hvordan tauet videre har endt på stranda er usikkert, men det kan sannsynliggjøres at de enten ble dumpet på sjøen, mistet, eller at utilstrekkelig avfallshåndtering om bord på fiskebåter eller havbruksanlegg har gjort at tauene har endt på sjøen (Haarr et al., 2019a; Skirtun et al., 2022). Gjennom dialog med fiskere vises det til at det er lett for at avkapp fra bøting blir liggende på dekk hvor det relativt lett kan skylles til havs, samt at det er mulig å opprette gode vaner for oppsamling underveis for å unngå dette (Haarr et al., 2019a). Dette er et eksempel på hvordan mer detaljert kunnskap om en gjenstand kan muliggjøre utformingen av forebyggende tiltak til tross for at det er vanskelig å innhente informasjon om for eksempel alder og nasjonalitet på taustumper.

4.3 Hvordan sikre tilstrekkelig datakvalitet og nytteverdi

I denne delen diskuteres krav som må oppfylles for å sikre høy datakvalitet, samt hvordan dokumentert variasjon og mønstre i strandsøppeldata og innsamlingsmetoder påvirker evnen til å oppfylle disse kravene.

4.3.1 Generelle krav for robust studiedesign og høy datakvalitet

Pålitelig kunnskap kan kun oppnås ved hjelp av pålitelige data. Ettersom det finnes mange typer data vil det variere hva som skal til for å forsikre at disse er pålitelige, men enkelte fellestrekk går igjen: (1) datapunkter må være uavhengige, (2) data må være representative for populasjonen de er ment å beskrive, (3) nødvendig replikasjon for å oppnå akseptabel presisjon avhenger av mengden variasjon i fenomenet studert, og (4) faktorer som kan påvirke resultatene må redegjøres for i analyse dersom det ikke kan standardiseres under datainnsamling.

En grunnleggende antagelse for de fleste statistiske tester er at datapunkter er uavhengige; med andre ord påvirker ikke verdien av ett datapunkt verdien av et annet (Dale and Fortin, 2002; Griffith, 2005). Denne antagelsen er ofte brutt når det er snakk om romlige og tidsmessige data ettersom data er samlet inn fra lokasjoner som ligger nærme hverandre, rundt samme tidspunkt, eller begge deler. Dette betegnes som autokorrelasjon. Dersom det foreligger autokorrelasjon, noe det som oftest forventes at det gjør når en analyserer romlige (og tidsmessige) datapunkter, må dette tas høyde for i analyser. Det vil si at data enten må nestes innenfor relevante skala (f.eks. transekt innenfor strand, strand innenfor fylke), eller så må data samles inn over en skala som ikke påvirkes av autokorrelasjon (Dale and Fortin, 2002; Griffith, 2005).

Hva denne skalaen er, er foreløpig ukjent for marin forsøpling. En vanlig metode for å fastsette rekkevidden for romlig autokorrelasjon er ved hjelp av semivariogram hvor en analyserer korrelasjonen mellom to datapunkter (lokasjoner) i forhold til avstanden mellom dem. Dette har blitt forsøkt gjort for Stillehavet, men her lyktes det ikke å bygge en overbevisende modell for autokorrelasjon for flytende søppel (Goldstein et al.,

2013). Det samme gjelder våre data i Kvantestprang. Årsaken til dette er uklar, men skyldes sannsynligvis høy stokastisk variasjon i forhold til antall datapunkter og et mulig misforhold mellom skalaer brukt i studiedesign og skalaer av romlig variasjon i miljøet (trenger flere data med enda høyere romlig oppløsning). Samtidig er det klart at strandsøppel varierer i tetthet både mellom transekt og strender, samt mellom regioner, og at det derfor finnes en viss underliggende romlig struktur i søppelfordeling. Dette krever videre forskning for å svare tilfredsstillende på, og i mellomtiden er det viktig at romlig struktur og mulig autokorrelasjon tas i betraktning både under studiedesign og statistiske analyser.

I tillegg til å være uavhengige av hverandre må datapunkter også være representative for populasjonen de er ment å beskrive. Data fra sandstrender alene, for eksempel, er ikke representative for kystlinjen som helhet og kan ikke brukes til å trekke konklusjoner angående hele kystlinjen. Dette er en svakhet med for eksempel OSPAR-data hvor det er strenge kriterier for lokasjonsvalg (OSPAR Commission, 2010). Det kan bidra til å minske variasjon mellom lokaliteter og dermed øke dataenes presisjon, men prisen er en redusert evne til å generalisere resultater.

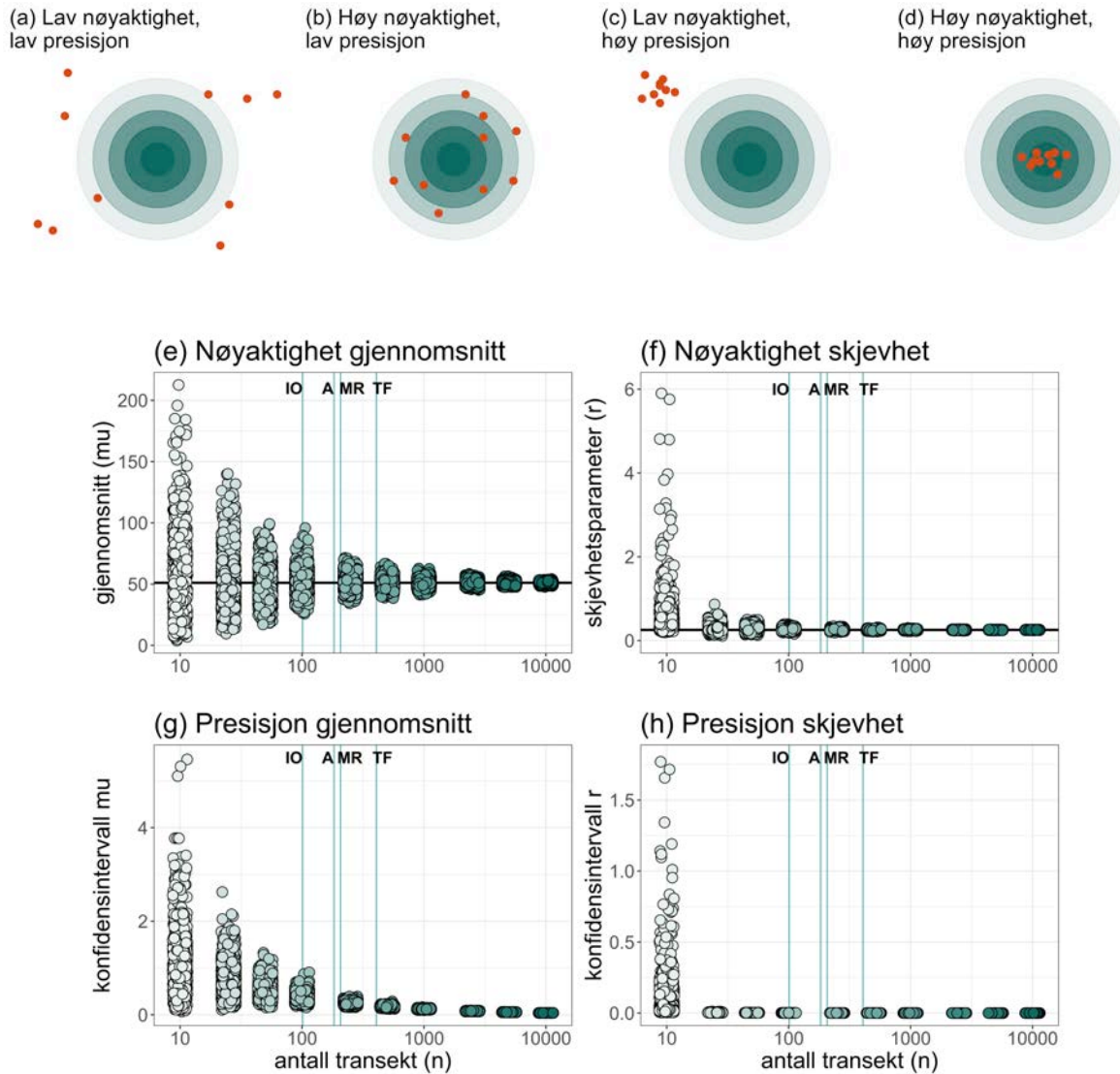
Representativitet påvirkes av lokasjonsvalg på to måter: (1) kriterier lagt til grunn for at lokasjoner skal være mulige å velge, og (2) hvordan et utvalg av de mulige lokasjonene velges for analyse. Skal en studere sammensetning av strandsøppel kan for eksempel kriterier for kvalifiserte lokasjoner være «sandstrender på Jæren», hvorav fem strender velges tilfeldig fra disse. Grunnlaget for lokasjonsvalg og hvor representative resultatene behøver å være, vil avhenge av prosjektmål og replikasjon. Skal en dekke bredere, trenger en også høyere replikasjon, og dette må balanseres opp mot optimal datapresisjon og generaliserbarhet. Det er svært høy lokal variasjon i søppelmengder og -sammensetning, noe som kommer tydelig frem i spredningen av dataene i samtlige analyser. Det er derfor ikke mulig å trekke brede konklusjoner basert på et begrenset utvalg lokaliteter.

Etter at mulige lokasjoner er spesifisert, som for eksempel kystlinjen innenfor et gitt geografisk område (f.eks. ved kvantitativ kartlegging) eller en tilgjengelig strand i nærområdet (f.eks. frivillige rydde-aksjoner) må et utvalg av spesifikke lokasjoner velges ut ettersom det sjeldent er mulig å dekke hele kysten (eller f.eks. havbunnen ved registrering av sunket søppel). Fra et vitenskapelig perspektiv er det to hovedtilnærminger til en slik utvelgelse: tilfeldighetsbasert eller modellbasert (Brown and Williams, 2019). Ved tilfeldighetsbasert utvelgelse har alle mulige lokaliteter i teorien lik sannsynlighet for å bli valgt. Dette etablerer en kausal kobling mellom lokaliteter som blir valgt og dem som ikke blir det (Brown and Williams, 2019). Ved modellbasert utvelgelse brukes statistiske modeller og variabler av interesse til å velge lokaliteter. Begge tilnærminger tillater ekstrapolering fra utvalgte lokasjoner til et større område av kysten (Brown and Williams, 2019). Dersom lokasjonsvalg ikke er systematisk i form av en av disse metodene skaper det utfordringer i forhold til statistisk analyse og trekker konklusjonene i tvil i den grad en forsøker å ekstrapolere utover kun de spesifikke lokasjonene registrert.

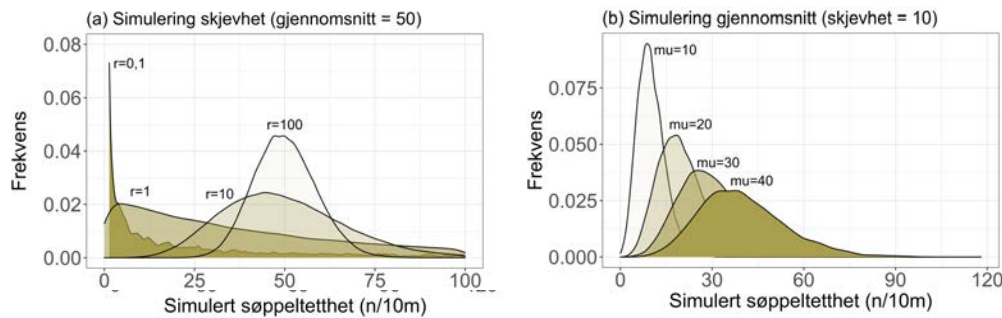
Høy romlig og tidsmessig variasjon både i mengde og sammensetning setter høye krav til antall datapunkter for å oppnå representative data med høy nok nøyaktighet og presisjon til å måle endringer over tid. Dette er lett å se ved hjelp av simulerte data. Dersom en ser for seg at en skyter på blink er nøyaktighet et uttrykk for hvor nær midten en treffer, mens presisjon er et uttrykk for hvor tett sammen kulene treffer; begge kan være høye eller lave uavhengig av hverandre (Fig. 70a-d).

Søppeltetthetsdata er ikke normalfordelte (med andre ord er ikke dataene symmetrisk fordelt rundt gjennomsnittet), men følger en venstre-skjev negativ binomisk fordeling. Dette vil si at flesteparten av datapunktene er mye lavere enn gjennomsnittet og ligger relativt nær null mens et fåtall høyere verdier trekker ut en «hale» mot høyre. Denne fordelingen beskrives av et gjennomsnitt og en skjevhetsparameter; jo lavere skjevhetsparameteren er jo skjevtere er fordelingen mot venstre (mot null) (Zuur and Ieno, 2016) (Fig. 71). Dersom alle transekter registrert under kvantitativ kartlegging slås sammen og en negativ binomisk fordeling tilpasses disse dataene har den et gjennomsnitt på 51 gjenstander per 10 m og en skjevhetsparameter på 0,25. Ved å gjentatte ganger ($x \cdot 1000$ per n) simulere datapunkter trukket tilfeldig fra denne fordelingen ved forskjellige replikasjonsnivå (n) kan en visualisere effekten av antall registreringer på både nøyaktighet og presisjon (Fig. 70). I denne simuleringen ignoreres nesting av transekt innenfor strender, men resultater er

tilsvarende dersom det gjennomføres med middelverdier per strand og er like gjeldene på dette nivået av replikasjon. Den negative binomiske fordelingen for folkeforskningsdata, hvor gjennomsnittlig kyststripe ryddet var rundt 1 km og svært variabel, er svært lik, kun med noe høyere gjennomsnitt ($\mu = 55$) som forventet grunnet målrettet lokasjonsvalg. Resultatene regnes derfor som generaliserbare for strandsøppelldata generelt, uavhengig av prøvetakingsenhet (f.eks. transekt eller strand).



Figur 70: Simulerte data for å illustrere effekten av replikasjonsnivå (n) på presisjon og nøyaktighet under registrering av søppeltetthet i transekt. Dataene er simulert ved å tilfeldig generere n datapunkter fra den negative binomiske fordelingen tilpasset alle de kvantitative kartleggingsdataene slått sammen (gjennomsnitt = 51, skjevhetsparameter = 0,25). Dette er repetert 1000 ganger for hver n . Hvert datapunkt tilsvarer én simulering. Merk at x-aksen er på en logaritmisk skala (simulerte replikasjonsnivå var $n = 10, 25, 50, 100, 250, 500, 1000, 2500, 5000$ og 10000). (a-d) Visualisering av konseptene nøyaktighet og presisjon. (e) Fordelingen av gjennomsnittsverdier. Den svarte horisontale linjen viser det faktiske gjennomsnittet (51) fra fordelingen dataene er hentet fra. (f) Fordelingen av skjevhetsparameteren (én uteligger hvor $r = 14$ vises ikke). Den svarte horisontale linjen viser skjevheten (0,25) fra fordelingen dataene er hentet fra. Denne øverste raden viser hvor nøyaktig en kan forvente at et utvalg datapunkter er basert på forskjellige replikasjonsnivå. Den nederste raden viser bredden på konfidensintervallet rundt (g) gjennomsnittet og (h) skjevhetsparameteren. Disse to panelene viser forventet presisjon ved forskjellige replikasjonsnivå. De vertikale linjene i hvert panel viser replikasjonsnivået i hvert av de fire fylkene (IO = Indre Oslofjord, A = Agder, MR = Møre og Romsdal, og TF = Troms og Finnmark).



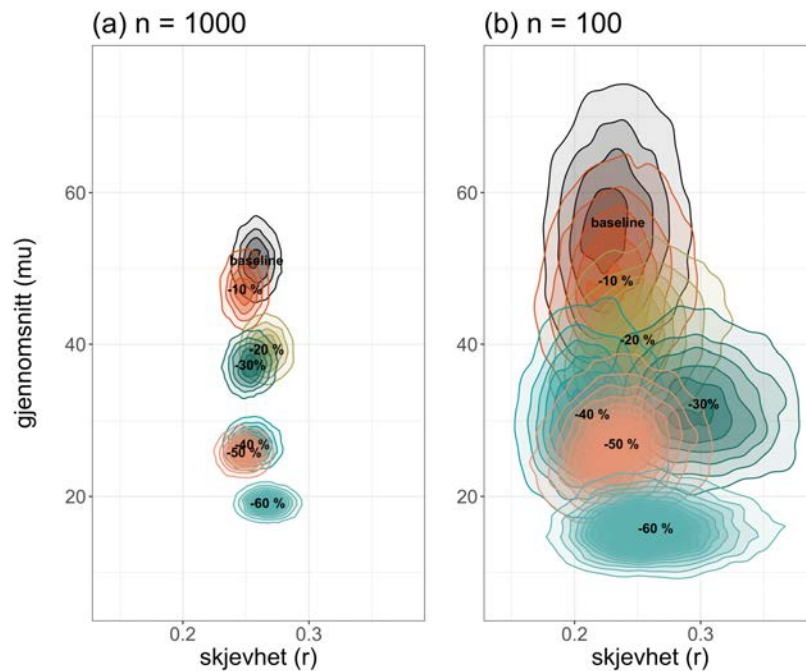
Figur 71: Simulerte data fra forskjellige negative binomiske fordelinger. (a) Viser hvordan skjevhetsparameteren r påvirker fordelingen dersom gjennomsnittet forblir det samme. Jo lavere r er, jo skjevtere er fordelingen. Ved svært høy r er fordelingen tilnærmet normalfordelt (symmetrisk rundt gjennomsnittet). (b) Viser hvordan endring av gjennomsnittet μ påvirker fordelingen dersom r forblir det samme.

Gjennomsnittet påvirkes mest av replikasjonsnivå (Fig. 70e, g). Skjevhetsparameteren stabiliseres noe raskere med økende replikasjon (n) (Fig. 70f, h). Når replikasjonsnivået er svært lavt ($n=10$) så er evnen til å nøyaktig estimere skjevhet svært lav, og det er meget høy sannsynlighet for å beskrive fordelingen av søppel tetthet som vesentlig mindre skjevfordelt enn det den virkelig er (med andre ord for å anta at andelen relativt rene lokasjoner er mye lavere enn i virkeligheten) (Fig. 70f). Presisjonen rundt estimatet av skjevhetsparameteren er også dårlig i dette tilfellet (Fig. 70h). Dette betyr at det er overveldende sannsynlig at en overestimerer forekomsten av forsøpte strender dersom studien kun innlemmer 10 eller færre strender. I tillegg til å feilaktig beskrive fordelingen av relativt rene og mer forsøpte strender, forventes det også lav nøyaktighet og presisjon ved estimering av gjennomsnittet, og det er relativt høy sannsynlighet for å overestimere det sanne gjennomsnittet (Fig. 70e, g), noe som ytterligere øker sannsynligheten for å overestimere totale søppelmengder. Dette gjelder selv ved 100 % tilfeldig basert lokasjonsvalg, og vil utvilsomt være enda mer problematisk ved målrettet utvelgelse. Under relativt begrensede studier, som for eksempel overvåking av norske OSPAR strender²⁴ ($n = 7$), kan derfor resultatene kun anses som representative for hver enkelt strand og kan ikke brukes til å generalisere over større kystområder.

Selv relativt små økinger i replikasjonsnivå fra $n = 10$ til $n = 25$ fører til vesentlig bedre nøyaktighet og presisjon for skjevhetsparameteren (Fig. 70f, h), men estimert skjevhet varierte fortsatt fra 0,1 til 0,9; noe som fortsatt fører til store variasjoner i den beregnede fordelingen. Gevinsten for gjennomsnittet er også lav i forhold til både nøyaktighet og presisjon ved å øke fra $n = 10$ til $n = 25$ (Fig. 70e, g). Presisjon øker noe raskere ved økt replikasjonsnivå enn nøyaktighet, men høy presisjon alene er ikke tilstrekkelig for å korrekt beskrive et fenomen (Fig. 70c). Å oppnå både høy nøyaktighet og presisjon krever svært høyt replikasjonsnivå ($n > 1000$) (Fig. 70e, g).

Både nøyaktighet og presisjon har stor påvirkning på evnen til å måle endringer over tid. Effekten av presisjon kan illustreres ved å simulere data fra den samme negative binomiske fordeling som tidligere og kjøre en bootstrap for å finne konfidensintervallene rundt parameterne gjennomsnitt og skjevhet, samt gjenta dette for fordelinger hvor gjennomsnittet har blitt redusert med forskjellige prosentnivåer (Fig. 72). Dersom $n = 1000$ og presisjonen er relativt høy («skyene» i Fig. 72a er små) er det mulig å måle i hvert fall en 20 % nedgang i gjennomsnittet («skyene» overlapper ikke) og kanskje også 10 % (Fig. 72a). Når $n = 100$ derimot er presisjonen vesentlig lavere («skyene» i Fig. 72b er store), og en kan kun forvente å kunne måle relativt store nedganger på rundt 40 % eller mer (Fig. 72b). Merk at dette kun illustrerer effekten av presisjon, og ikke nøyaktighet. For å illustrere også nøyaktighet og faktisk si noe konkret om effektstørrelser som kan måles ved forskjellige replikasjonsnivå må samme øvelse gjentas igjen og igjen og resultatene av alle simuleringene for samme replikasjonsnivå sammenstilles. Dette er fullt mulig å gjøre, og anbefales, men falt utenfor rammene i Kvanteforsøk.

²⁴ Om Norges OSPAR-strenger: <https://www.marfo.no/artikkel/utredning-av-ospar-strenger/>



Figur 72: Simulert evne til å måle endring over tid basert på replikasjonsnivå (n). Aksene viser parameterne for den negative binomiske fordelingen av søppeltetthetsdata (per transekt), og hver tetthetsky viser konfidens rundt disse parameterne for forskjellige simulerte datasett basert på bootstrapping. Hvor vidt skyene overlapper eller ikke forteller hvor sannsynlig det er at fordelingene er målbart ulike (sterkt overlappende skyer kan ikke skilles statistisk). Den øverste svarte skyen i hvert panel representerer data simulert fra en tilsvarende fordeling som rådataene samlet inn under kvantitativ kartlegging. Deretter vises data simulert fra tilsvarende fordelinger hvor gjennomsnittet er redusert med en viss prosentandel. Merk at disse resultatene er kun for illustrasjonsformål ettersom de viser én simulering for hvert scenario. For å kunne trekke faste konklusjoner rundt måleevne av forskjellige effektstørrelser må dette gjentas utallige ganger.

Den negative binomiske fordelingen av søppeltetthet opprettholdes over forskjellige skalaer, og er til stede både for kvantitative kartleggingsdata og folkeforskningsdata innenfor forskjellige fylker og regioner uavhengig av deres størrelse. Dette betyr at replikasjonsnivået i seg selv er viktigere enn størrelsen på arealet datainnsamlingen er spredt over, selv om noe hensyn selvsagt må tas i forhold til mulige regionale forskjeller. Oppsummert krever robust overvåking av søppelmengder stor innsats i forhold til replikasjon. Ettersom det også til tider er stor variasjon i søppelsammensetning mellom strender er det all grunn til å anta at det også kreves relativt høy replikasjon for å overvåke kilder, men størrelsesordenen er mer usikker i dette tilfellet.

Et siste viktig punkt er at faktorer som kan påvirke resultatene enten må standardiseres under datainnsamling eller redegjøres for i analyser dersom førstnevnte ikke er mulig. Ved strand-søppelstudier betyr dette at variabler som blant annet areal (de Araújo et al., 2006; Haarr et al., 2022; Van Loon et al., 2020), ryddeinnsats (Nelms et al., 2017), årstid (Bowman et al., 1998; Simeonova et al., 2017; Watts et al., 2017), substrat (Brennan et al., 2018; Hardesty et al., 2017), kurvatur (Haarr et al., 2019b; Hardesty et al., 2017), tid siden forrige rydding (Smith and Markic, 2013), nærhet til utslippskilder (Fazey and Ryan, 2016; Prevenios et al., 2018), orientering i forhold til dominerende vind- og strømmetninger (Ambrose et al., 2019; Blickley et al., 2016; Critchell and Lambrechts, 2016) og flere, må tas stilling til. Dette kan gjøres med tilnærmingen tatt av for eksempel OSPAR hvor flere av disse variablene standardiseres i så høy grad som mulig. Denne tilnærmingen fører i teorien til mindre stokastisk variasjon i datasettet, men på bekostning av representativitet. Dersom variabler ikke standardiseres derimot, kan stokastisk variasjon minske sannsynligheten for å kunne måle endringer og forskjeller med mindre datasettet er svært stort tross i at dataene er mer representative. Dersom variabler som kan tenkes å påvirke datasettet registreres er det mulig å ta disse inn i statistiske analyser og slik redegjøre for en del av denne variasjonen (Kosmala et al., 2016).

4.3.2 Kvalitetssikring av folkeforsknings- og andre ryddedata

Folkeforskere samler inn data i et omfang som ville vært svært vanskelig for profesjonelle aktører å gjennomføre alene (Gacutan et al., 2022; Haarr et al., 2020; Hidalgo-Ruz and Thiel, 2015; Nelms et al., 2016). Folkeforskning har erfaringsmessig for HNR spilt en viktig rolle i å identifisere vanlige forsøplingsgjenstander som for eksempel bomullspinner, ekspandert polystyren (EPS), sprengkabler og korker og lokk. Denne informasjonen har vært brukt i HNRs arbeid ut mot mulige kilder til forsøplingen. Den første strandryddedagen i 2011 resulterte i at omtrent 2000 frivillige ryddet og registrerte til sammen 1242 avfallssekker (Robertson, 2012), dog med ukjent aktivitet resten av året. I 2020 var tallet, til tross for en pandemi, 43 577 frivillige og 1 409 565 kg avfall (Hold Norge Rent, 2021). Dette viser at frivillig ryddeaktivitet i Norge har økt betraktelig, og at det er store mengder data å hente fra frivillige ryddere.

Samtidig kan det være vanskeligere å opprettholde tilstrekkelig datakvalitet for robuste analyser under folkeforskning enn under profesjonell datainnsamling. Gode folkeforskningsprosjekt som produserer data av høy kvalitet og nytteverdi har en del fellestrekk (Kosmala et al., 2016) (Fig. 73). Disse fellestrekene diskuteres under, og selv om dette gjøres under paraplyen folkeforskning gjelder de fleste betraktningene på lik linje for datafangst under profesjonell rydding. Dette er en viktig diskusjon å ta opp ettersom data fra lokale ryddeaktører og folkeforskning er den mest brukte datakilden for de regionale forvaltningsorganene.

Iterasjon under protokollutvikling

Det kreves iterasjon, eller med andre ord gjentagelse av protokollutformingsprosessen etter prøving og feiling, for å utvikle verktøy og protokoller som gir data av høy kvalitet og forhindre for eksempel systematiske feil grunnet misforståelser under utfylling av registrerings skjema (Kosmala et al., 2016). Dette kriteriet oppfylles i stor grad av frivillige ryddedata i Norge. HNR har utviklet registrerings skjemaet sitt over tid og forsiktig tatt inn endringer etter hvert som dette har blitt ansett som nødvendig. En viktig iterasjon ble naturligvis også realisert ved overgangen fra HNRs tidligere portal (brukt i Kvantesprang) til den nåværende portalen Rydde som ble lansert av SOMM i 2020. Da gikk SOMM og HNR sammen for å tilpasse det eksisterende funnskjemaet til HNR, og slik sikre relevante tidslinjer. Rydde har noen utvidelser med henhold til nasjonalitet, noen nye kategorier, og det er lagt til mulige kilder for kartlegging av dette. Iterasjoner med endringer i protokoller vil samtidig innebære en risiko for minsket sammenlignbarhet av data over tid, noe som må vurderes i forhold til verdien av forbedret datakvalitet.

Enkle oppgaver for de frivillige

Enkle oppgaver gir generelt høyere nøyaktighet og minimal skjevhet sammenlignet med mer komplekse oppgaver (Kosmala et al., 2016). Også dette kriteriet er stort sett ivaretatt i norsk folkeforskning på marin forsøpling. HNR har gjennom årene hatt stort fokus på hva som er rimelig å be frivillige om å registrere, og hvordan balansere ryddelysten med datafangst. For eksempel ble det opprettet en forenklet måte å registrere ryddeaksjoner under Strandryddedagen og -uka. Dette skulle fange opp frivillige som ikke ønsket å opprette bruker, men ville melde fra at de hadde ryddet, og hvor. Gjenstander som ble rapportert hyppig ble også lagt opp som en «Topp 10» i skjemaet. Frivillige ble under HNR heller ikke bedt om å utrede nasjonalitet og alder på gjenstander, hvor kvaliteten vil være svært avhengig av registreringsteamets erfaring og kompetanse (Falk-Andersson et al., 2021). I Rydde bes frivillige om å skille mellom norske og utenlandske plastflasker (drikke), metallbokser (drikke), husholdnings- og rengjøringsprodukter. Brukere i Rydde gis ikke føringer eller spesifikke kriterier for å registrere nasjonalitet. Opprinnelse kan også rapporteres som «ukjent/vet ikke».

Samtidig er det tydelig at enkelte aspekter av datainnsamlingen oppleves som mer krevende enn andre for de frivillige. I folkeforskningsdataene fra 2015-2019 som ble analysert i Kvantesprang kunne det for eksempel virke som om brukere i noen tilfeller ikke telte svært tallrike gjenstander. Dette kom frem i rådataene hvor det til tider var registrert urealistisk høye antall funn av søppelgjenstander, samt en usannsynlig andel tall som var multipler av ti. Det tyder på at frivillige har estimert antall gjenstander heller enn å faktisk telle dem når disse er tallrike. Dette er én av årsakene til at folkeforskningsdataene ikke kan brukes til å estimere faktisk tetthet av søppel, og at analysene av de mest vanlige søppelgjenstandene («verstinger») sammenligner gjenstander i

forhold til hverandre heller enn i absolutte termer. I dette tilfellet må telling av tallrike gjenstander eller store mengder søppel anses som en mer kompleks oppgave som kanskje krever større grad av opplæring for å høyne datakvaliteten og redusere støy i datasettet (Kosmala et al., 2016).

Per i dag mangler forskning generelt på hvor langt det er mulig å strekke folkeforskningen i forhold til datakompleksitet før det går utover datakvaliteten. Det bør vurderes hvor vidt folkeforskningsaksjoner med faglig ledelse, som for eksempel som ledd i undervisning på videregående skole, kan være et virkemiddel både for mer detaljert datainnsamling og analyse, samt læring og forebygging.

KRITERIER FOR ROBUST DATAFANGST I FOLKEFORSKNINGSPROSJEKTER

| | | |
|---|---|--|
|  | Bruker prosjektet iterativt design? Det kreves iterasjon for å utvikle verktøy og protokoller som gir data av høy kvalitet og forhindre f.eks. systematiske feil grunnet misforståelser. | <input type="radio"/> <input type="radio"/> <input checked="" type="radio"/> |
|  | Hvor enkle eller vanskelige er oppgavene? Enkle oppgaver gir generelt høyere nøyaktighet og minimal skjevhet sammenlignet med mer komplekse oppgaver. | <input type="radio"/> <input checked="" type="radio"/> <input type="radio"/> |
|  | Hvor systematisk er dataregistrering? Registrering må være enkelt for de frivillige. Unngå f.eks. mange muligheter for fri tekst. Er det tydelig hvilken informasjon i hvilket format som skal registreres? | <input type="radio"/> <input checked="" type="radio"/> <input type="radio"/> |
|  | Hvilket utstyr bruker de frivillige? Eventuelt utstyr som brukes til målinger bør standardiseres og kalibreres på tvers av frivillige. | <input type="radio"/> <input checked="" type="radio"/> <input type="radio"/> |
|  | Registreres relevante metadata? Prosjekter bør registrere metadata som kan påvirke datafangst: miljøforhold (f.eks. vind, nedbør), utstyr, eller frivilliges egenskaper (f.eks. erfaring), osv. Dette er nødvendig for statistisk modellering. | <input checked="" type="radio"/> <input type="radio"/> <input type="radio"/> |
|  | Er innsats standardisert eller redegjort for i analyser? Standardisert innsats (f.eks. varighet, areal) er ideelt for å sikre objektive data. Dette er ikke alltid mulig, men desto viktigere at innsats rapporteres tilstrekkelig. | <input checked="" type="radio"/> <input type="radio"/> <input type="radio"/> |
|  | Valideres datakvalitet i sammenligning med profesjonelle? Folkeforskningsprosjekter bør sammenligne frivilliges og profesjonelles nøyaktighet. Individuell variasjon mellom ulike profesjonelle og frivillige må også vurderes. | <input type="radio"/> <input checked="" type="radio"/> <input type="radio"/> |
|  | Er dataene passende for prosjektmålet og forskningsspørsmål? Data bør være av tilstrekkelig mengde og dekke tidsskalaer og geografiske områder i samsvar med prosjektmålene. Mål med datafangsten bør kommuniseres til frivillige. | <input checked="" type="radio"/> <input type="radio"/> <input type="radio"/> |
|  | Brukes god datahåndteringspraksis? Prosjekter bør implementere beste praksis i datahåndtering. Spesifikt bør data lagres sikkert i et konsistent og konsist format som er enkelt å tolke og bruke og som gjøres tilgjengelige for databrukere. | <input type="radio"/> <input type="radio"/> <input checked="" type="radio"/> |

Figur 73: Kriterier for, og kjennetegn ved, robust datafangst i folkeforskningsprosjekter. Punktene er hentet fra Panel 1 i Kosmala et al. 2016. Kolonnen lengst til høyre indikerer hvor vidt punktene var oppfulgt for datainnsamlingen lagt til grunn i Kvantestrap, eller med andre ord for HNRs tidligere Ryddeportal (grønt = oppfylt i stor grad, gul = delvis oppfylt, rød = oppfylt i liten grad). Merk at det vil være enkelte endringer for gjeldene Rydde lansert av Senter mot marin forsøpling i 2020.

Systematisk datainnsamling

Registrering må være enkelt for de frivillige, men også systematisk. For elektronisk registrering bør for eksempel kategoriske variabler oppgis i lister og ikke være åpen for fri tekst (Kosmala et al., 2016). Dette kriteriet oppfylles delvis av norsk folkeforskning tilknyttet strandryddeaksjoner. Registreringsskjema er utarbeidet med konkrete og standardiserte kategorier med begrensede muligheter for fri tekst. Samtidig er det enkelte aspekter ved dataregistreringen som har vært mindre systematiske.

Et eksempel er ryddeaksjoners varighet. I dataene analysert i Kvantestprang har det ikke vært tydelig om variabelen «ryddetimer» refererer til varighet (aksjonen varte fra et klokkeslett til et annet) eller tidsbruk (varighet x antall deltagere), og det er tydelig at frivillige har tolket punktet på begge måter. Disse dataene kan derfor ikke brukes i analyser. I Rydde kommer det tydelig frem at det er varighet som ønskes oppgitt ettersom frivillige nå bes om å skrive inn klokkeslett for start og stopp for aksjonen (Fig. 74). Likevel oppgis det ikke føringer på hva som skal inngå i det oppgitte tidsrommet. Starter en aksjon, for eksempel, når de frivillige drar hjemmefra, når de setter seg i en båt for å transporteres ut til en øy som skal ryddes, når de ankommer stranden, eller idet de faktisk begynner å rydde? Hvordan håndteres lengre pauser, som grilling og fellesskap til lunsj? Og hvordan forholder frivillige som rydder over flere dager seg til dette? Ideelt sett fører de én aksjon per dag slik at en ukelang aksjon resulterer i syv datapunkter, men dette er ikke nødvendigvis tilfelle.

(a) Registrer avfall

(b) Registrer avfall

Figur 74: (a) og (b) viser skjermbilder av Rydde (www.ryddenorge.no) der frivillige kan registrere strandryddeaksjoner og funn. Den tidligere «Ryddeportalen» (driftet av HNR) spurte brukeren om å angi antall ryddetimer, men spesifiserte ikke om det handlet om klokkeslett eller arbeidstimer (avhengig av antall frivillige). Figurene visualiserer utfordringer i henhold innmating av ryddetimer. Brukeren av portalen gis ikke tydelige føringer for hvordan forholde seg til tidsangivelse hvis aksjonen er oppdelt på flere dager, eller når en starter og stopper klokken (f.eks. når en setter seg i bilen/båten, når en plukker den første søppelgjenstanden). For registrering av ryddet kvantum er antall sekker førstealternativet (ikke målt vekt) som vises i figur a, og det kommer ikke frem hvis brukeren faktisk målt vekt eller om brukeren estimert antall kilogram når selv når brukeren valt "Oppgi heller antall kg direkte", som vises i figur (b).

Vekt er av og til veid i felt. I Rydde gis frivillige muligheten til å estimere vekt basert (ganske løst) på volum, eller føre inn vekt, selv om en ikke kan være sikker på at de selv har gjort seg et estimat eller faktisk veid. Dette er også gjeldene Rydde, selv om det er lagt til en mulighet for avfallsselskap til å legge inn vekt fra en aksjon ved levering til avfallsstasjon. Frivillige bes anslå at en handlepose tilsvarer 1 kg søppel, en søppelsekk 10 kg, og en storsekk 100 kg (Fig. 74). Samtidig foreligger ingen beskrivelse av dataene som er lagt til grunn for disse estimatene eller deres konfidensintervall slik at dette kan innlemmes i analyser, og det er all grunn til å anta at det vil være stor variasjon mellom sekker (f.eks. en sekk fylt til randen av isopor kan veie vesentlig mindre enn sekk med noen våte taukveiler alene i bunn). En studie fra Sør-Korea, for eksempel, fant at gjennomsnittlig vekt (kg) per 100 L varierte fra 8 – 54 kg mellom strender (Hong et al., 2014). Estimaten var basert på halvannet år med registreringer annenhver måned på 20 strender. Det overordnede gjennomsnittet var 19 kg/100 L med et 95 % konfidensintervall på 4 kg/100L og en variasjonskoeffisient (standardavvik delt på gjennomsnittet) på 48 % (Hong et al., 2014). Merk at dette gjennomsnittet representerer gjennomsnittet av gjennomsnitt, og at den reelle variasjonen nok er enda større gitt at varianskoeffisienten for vekt og volum for

hver enkelt strand varierte fra hele 1 % til 155 % (dette representerer variasjon mellom ryddedatoer for hver enkelt strand) (Hong et al., 2014). En studie fra Japan rapporterte gjennomsnittlig 12,5 kg/100 L basert på fire ryddeaksjoner (registreringer), men rapportere ikke totalmengden søppel dette var basert på og heller ikke variasjon (Fujieda et al., 2021). Vekt var derfor utelatt fra analyser i Kvantestprang på grunn av for høy (og ukjent) usikkerhet.

Standardisering av utstyr som brukes av de frivillige

Eventuelt utstyr som brukes til målinger bør standardiseres og kalibreres på tvers av frivillige (Kosmala et al., 2016). Dette kriteriet oppfylles delvis av norsk folkeforskning tilknyttet strandryddeaksjoner, og i stor grad oppfylles det automatisk ettersom det i utgangspunktet kreves relativt lite utstyr for å rydde og registrere søppel. Likevel er det noe nødvendig, eller i hvert fall nyttig, utstyr som kunne vært bredere kommunisert for å forsikre så høy grad av standardisering som mulig. Sjøppesekker, for eksempel, kommer i forskjellige størrelser (volum), slitestyrker og lukkemekanismer som alle påvirker hvor mye vekt de kan bære og derfor har mulighet til å påvirke vektestimater basert på volum. HNR har i mange tilfeller delt ut utstyr til frivillige, og i disse tilfellene har utstyret vært standardisert. Samtidig har ikke dette alltid vært tilfellet og det mangler føringer på hvor store og kraftige søppesekker skal være for å estimere vekt basert på antall sekker. En vekt er et valgfritt verktøy, men enkelte typer vekter kunne vært anbefalt, spesielt for ekstra engasjerte frivillige, som dem som adopterer en strand. Mekaniske tellere kunne også vært anbefalt for å lette vanskelighetsgraden ved å telle svært tallrike gjenstander.

Registrering av relevante metadata

Folkeforskningsdata fra strandrydding bør registrere metadata som kan påvirke datafangst for korrekt statistisk modellering (Kosmala et al., 2016). Noen eksempler er miljøforhold (f.eks. vind, nedbør), ryddestatus (f.eks. strand tidligere ryddet, tid siden forrige rydding), renhetsgrad etter endt rydding (f.eks. ryddet helt rent, kun plukket store gjenstander), utstyr, eller frivilliges egenskaper (f.eks. erfaring).

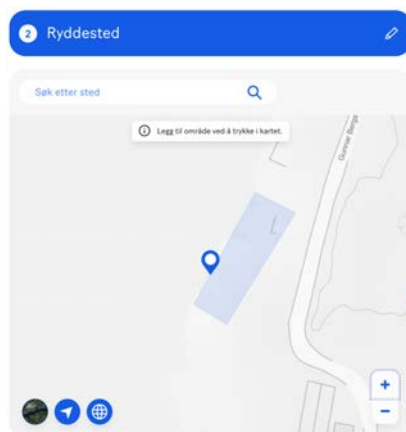
Norsk folkeforskning tilknyttet strandryddeaksjoner oppfyller ikke dette kriteriet i tilstrekkelig grad. I datasettet brukt i Kvantestprang ble det ansett som umulig å identifisere tidligere ryddete lokaliteter og gjentatte ryddinger ved samme lokasjon (f.eks. gjennom ordningen «Min bit av Norge»). Dette skapte store utfordringer for å gjennomføre tidsserieanalyser og det var ikke mulig å gjennomføre tilsvarende analyser som ble gjort for Lofoten. I folkeforskningsdata fra Clean Up Lofoten ble de samme strendene fulgt over tid (Haarr et al., 2020).

Variasjon mellom deltagere, som for eksempel erfaringsgrad og engasjement, kan også forklare en relativt stor andel av variasjon i et datasett i enkelte tilfeller (Kosmala et al., 2016). Renhetsgrad ved endt rydding er også viktig å vite ved analyser. Dersom en skal kunne bruke data på for eksempel kvantitativ sammensetning (tolke prosentandeler) må en vite at summen av disse faktisk tilsvarer 100 % av søppel innenfor gitt størrelseskategori (f.eks. > 2,5 cm). Er dette uvisst kan ikke dataene tolkes kvantitativt. Den innrapporterte informasjonen fra de frivillige sier ikke noe om det blitt ryddet rent, og det er ukjent hvor mye søppel som er igjen etter ryddeaksjonen. Denne svakheten vedvarer fortsatt i Rydde. Ryddestatus er også viktig med tanke på at tid siden forrige rydding vil påvirke både mengder og sammensetning av søppelet (Bowman et al., 1998; Smith and Markic, 2013; Solbakken et al., 2022). I henhold til hvilket areal som blitt ryddet ved gjentatte aksjoner i samme område kan en kun hente ut punktkoordinater for ryddeaksjoner fra Rydde, og areal ryddet (som registreres som polygoner i Rydde) kan derfor ikke sammenlignes for de enkelte aksjonene. I korrespondens med MARFO er det notert at Rydde har teknisk grunnlag for å utvide muligheten til å eksportere også areal ryddet fremover, hvis ønskelig.

Registrering av innsats

Standardisert innsats (f.eks. standardisert varighet eller areal) er viktig for å sikre objektive data, men da dette ikke alltid er mulig, er det desto viktigere at innsats rapporteres i registrerings skjema og tas høyde for i analyser (Kosmala et al., 2016). Dette kriteriet oppfylles delvis av norsk folkeforskning tilknyttet strandryddeaksjoner.

I gjeldene analyser var antall søppelgjenstander standardisert til per meter kystlinje ryddet (ofte grove estimat), men andre innsatsmål ofte brukt til standardisering av tilsvarende data, som tidsbruk, (f.eks. Nelms et al., 2017) ikke er tatt i bruk grunnet manglende eller svært usikre data. En aksjon som har resultert i et stort antall gjenstander kan derfor gjenspeile stor innsats i ryddeaksjonen, ikke bare store mengder søppel i området. For å kunne benytte innrapporterte data fra frivillige ryddeaksjoner til å gi et solid bilde på mengder søppel, utvikling over tid og effekt av rydding, er man derfor helt avhengig av gode og standardiserte rutiner for innrapportering av ryddetimer, antall deltakere i ryddeaksjoner, økt nøyaktighet på kystlinje og areal ryddet, og renhetsgrad ved endt rydding. Innsats er bedre rapportert i Rydde i og med at ryddetimer er tydeligere og det er nå mulig å indikere areal ryddet i det digitale kartet (Fig. 75).



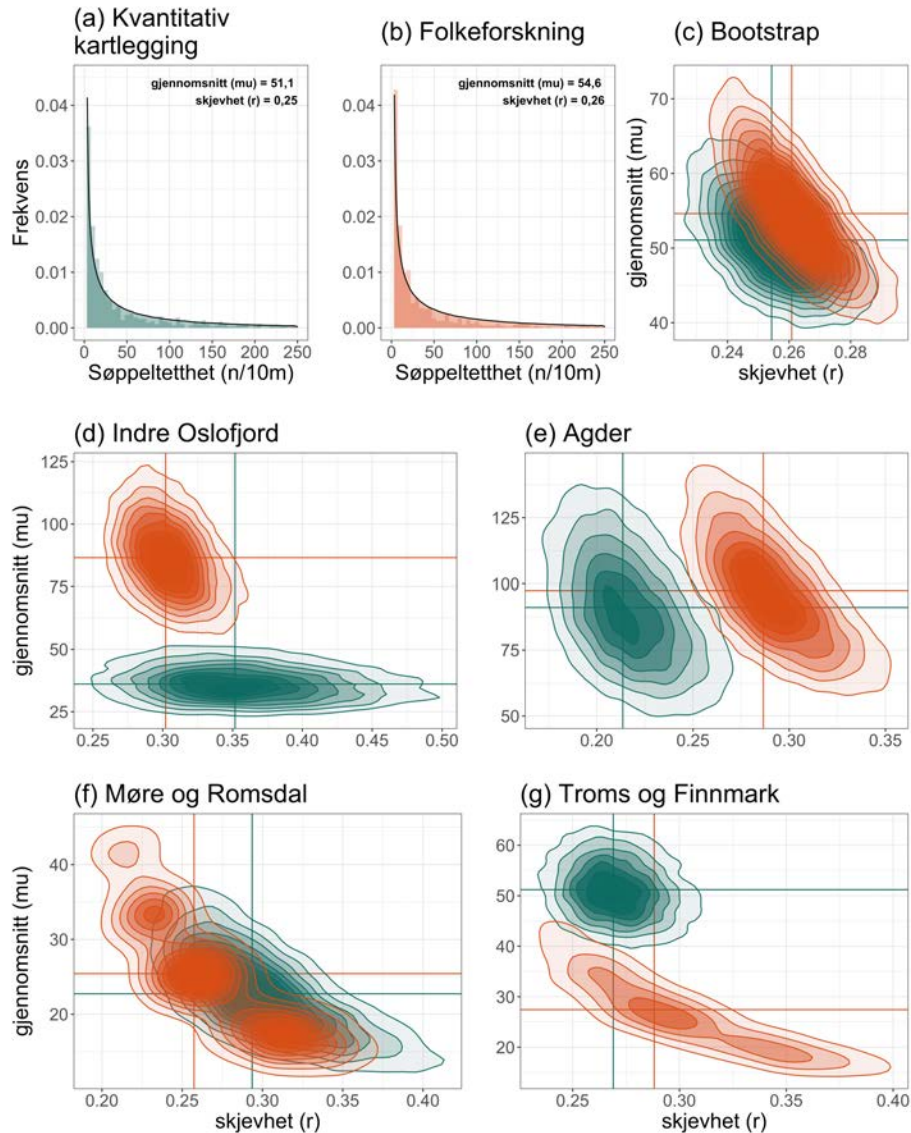
Figur 75: viser hvordan brukeren i Rydde (www.ryddenorge.no) lager en polygon for å representere den areal som blitt ryddet. Det gis ikke føringer for brukeren om å spesifisere om det ble ryddet rent i området som er markert, eller om det kun delvis er ryddet og hva som gjenstår. Polygonen for areal ryddet kan ikke eksporteres for videre analyse.

Datavalidering

Folkeforskningsprosjekter bør sammenligne frivilliges og profesjonelles nøyaktighet slik at eventuelle sprik er kjent (Kosmala et al., 2016). Dette kriteriet oppfylles delvis av norsk folkeforskning tilknyttet strandryddeaksjoner. Tidligere har HNR og Mepex gjennomført en analyse for å verifisere data fra de frivillige, ved å ta stikkprøver fra 50 ryddeaksjoner og sammenligne resultatene med folkeforskningen (Mepex et al., 2020). Folkeforskningsdata fra HNRs tidligere ryddeportal har også blitt sammenlignet med data fra OSPAR-strendene (Falk-Andersson et al., 2019). Resultatet viser at de overordnede trendene i begge datasettene sammenfaller, hvilket kan bety at de frivilliges ryddedata kan anvendes i forvaltningsøyemed; samtidig er OSPAR-strendene så få at sammenligningen ikke kan anses som videre robust (Falk-Andersson et al., 2019). Det er også viktig å merke seg at disse sammenligningene kun gjelder sammensetning av søppelet. Andre aspekter ved kvalitetskontroll og validering, spesielt de knyttet til studiedesign (som standardisering og/eller registrering av innsats, metoder brukt for lokasjonsvalg, renhetsgrad og tidligere ryddestatus) er ikke sammenlignet, og kan ha stor innflytelse på muligheten til å gjennomføre statistiske analyser av dataene, samt kvaliteten på disse.

Når det gjelder søppelmengder er et høyere gjennomsnitt for folkeforskningsdata forventet ettersom rene strender ikke vil inkluderes i datasett basert på rydding, og det forventes også at ryddeaksjoner vil oppsøke tungt forsøplete streder. Søppeltettheten følger en negativ binomisk fordeling, som mange andre datasett basert på antall individer/gjenstander (Zuur and Ieno, 2016). Denne fordelingen beskrives av to parametre: μ (gjennomsnittet) og r (skjevheten). Fordelingene på søppeltetthetsdata (antall gjenstander per kyststrekning) estimert fra kvantitativ kartlegging og fra folkeforskningsdata er relativt like når data fra alle fylkene er slått sammen, selv om gjennomsnittet er noe høyere for folkeforskningsdata og skjevheten litt mindre (marginalt høyere r) (Fig. 76a-b). Det forventes også at skjevheten er noe høyere for randomiserte data

ettersom disse i utgangspunktet dekker en større del av variasjonsbredden i tetthet. Graden av likhet mellom fordelingene kan sammenlignes ved å beregne konfidensintervallene rundt gjennomsnittet og skjevheten for hver fordeling, og deretter sammenligne hvor vidt disse overlapper (Fig. 76c).



Figur 76: Sammenligning mellom søppeltetthetsdata fra (a) kvantitativ kartlegging og (b) folkeforskningsdata. Histogrammene viser rådata. Tetthetskurven viser den tilpassete negative binomiske fordelingen med parametere μ (gjennomsnitt) og r (skjevhet). (c) Resultatet av 10 000 bootstraps av de to fordelingene og den resulterende spredningen av μ og r . Horisontale og vertikale linjer viser μ og r fra den originale fordelingen. Dersom de to datakildene avviker betydelig fra hverandre burde tetthets-funksjonen for folkeforskningsdata (oransje) være tydelig adskilt fra kvantitative kartleggingsdata (turkis). Data fra alle fylkene er her slått sammen. (d-g) Bootstrap-resultater for samme prosedyre per fylke. Bootstrapping var gjennomført med R-pakken «boots» (Canty and Ripley 2021; Davison and Hinkley 1997).

Gitt geografiske forskjeller i søppeltetthet gir det mest mening å undersøke fordelingene per region. Datagrunnlaget blir da mindre og også forskjellene større (Fig. 76d-g). I Indre Oslofjord var tettheten rapportert gjennom folkeforskning betydelig høyere og skjevtere enn data samlet inn ved kvantitativ kartlegging. Størrelsesordenen på denne forskjellen skyldes nok til en viss grad av søppeltettheten var vesentlig lavere i 2020 enn i 2019 under kvantitativ kartlegging (2019 var siste året inkludert i analyser av folkeforskningsdataene). Fordelingene i Agder viste det forventede mønsteret: noe høyere gjennomsnitt og

mindre skjevhet for folkeforskningsdata. I Møre og Romsdal var fordelingene relativt like. Folkeforskningsdataene hadde et noe høyere gjennomsnitt, men skjevheten var noe høyere (lavere r) enn ved kvantitativ kartlegging som er i motsatt retning enn forventet. Samtidig er sammenligningen noe amputert av mulig romlig og tidsmessig variasjon ettersom kvantitative data var samlet inn over en relativt begrenset del av fylket to år etter siste folkeforskningsdata analysert som også dekket fylket mer eller mindre i sin helhet. Troms og Finnmark viste stikk motsatt forhold mellom fordelingene enn forventet, men dette skyldes med overveiende sannsynlighet geografiske forskjeller. Det var dokumentert vesentlig mer strandsøppel i øst enn i vest under kvantitativ kartlegging, og det aller meste av folkeforskningsdata kom fra den sørvestre delen av fylket.

Grunnet manglende tidsmessig overlapp mellom kvantitative kartleggingsdata og folkeforskningsdata i Kvantesprang er det ikke mulig med en komplett og rigid sammenligning av dataene for validering av folkeforskningsdataene, men sammenligningene som er tilgjengelige tilsier at bevisst lokasjonsvalg under folkeforskning ikke produserer tilsvarende mengdeestimat som ved randomisert lokasjonsvalg. Dette bør undersøkes nærmere, og spesielt i hvilken grad denne skjevheten påvirker totale mengdeestimat i en region, hvor vidt sannsynlighetsbaserte korreksjoner kan gjøres og i hvilken grad det kreves randomisert validering i felt for å oppnå dette, samt hvor stor andel av kystlinjen som må registreres (hvor høy replikasjon per enhet kystlinje) som må til før denne effekten blir neglisjerbar.

I tillegg til en generell sammenligning av datainnsamling av frivillige og profesjonelle – som i gjennomførte sammenligninger – bør også individuelle variasjoner mellom ulike profesjonelle og frivillige vurderes (Kosmala et al., 2016). Variasjon mellom observatører er et velkjent fenomen i forskningsverdenen, og gjelder også mellom profesjonelle som frivillige. Nettopp derfor er det viktig å sammenligne mellom individer innenfor hver kategori slik at et stort antall ryddeaksjoner gjennomført av forskjellige grupper frivillige, ikke sammenlignes med tilsvarende analyser gjort av én gruppe profesjonelle. Da risikerer en å konkludere feil i forhold til datakvalitet ettersom variabilitet mellom profesjonelle og frivillige ikke tas hensyn til (Kosmala et al., 2016).

Data er tilpasset prosjektmål og forskningsspørsmål

Data bør være av tilstrekkelig mengde og dekke tidsskalaer og geografiske områder i samsvar med prosjektmålene; sistnevnte bør også kommuniseres tydelig til de frivillige (Kosmala et al., 2016). Dette kriteriet oppfylles i utilstrekkelig grad av norsk folkeforskning tilknyttet strandryddeaksjoner. Det er ikke tydelig hvilke forskningsspørsmål som skal besvares ved hjelp av folkeforskningsdata. Datainnsamlingen bærer preg av å i stor grad være styrt av hva som anses som mulig eller praktisk å samle inn, uten først å ha hatt en inngående diskusjon rundt forskningsspørsmål og mål som skal besvares. Det er også sprikende informasjon om hvilken detaljgrad folkeforskningen kan bidra med før kvaliteten blir utilstrekkelig.

Da HNR gjennomførte den første Strandryddedagen 17. september i 2011, gjenkjente prosjektlederen tidlig hvordan folkeforskning om marin forsøpling kunne informere tiltak mot marin forsøpling:

«Kampanjen er basert på enkeltaksjoner, men vi håper likevel at funnene kan bidra til å identifisere referansestrender til regelmessige undersøkelser. Målet med rapporten er å vise hva de om lag to tusen frivillige rydderne fant, og bidra til det videre arbeidet med å bekjempe marin forsøpling i Norge.» (Robertson, 2012)

Likevel egner ikke datasettets struktur seg til å adressere dette. Det er få reelle muligheter til å identifisere gjentatte ryddinger ved samme lokalitet, som vil være nødvendig for å identifisere gode referansestrender. Søppelet som befinner seg på en strand på et gitt tidspunkt er en funksjon av summen av tilførsel og oppbevaringsgrad, og hvilken prosess som dominerer og fører til (eller hindrer) akkumulasjon varierer i tid og rom (Bowman et al., 1998; Solbakken et al., 2022). En god referansestrand vil være en strand med relativt jevn, høy tilførsel av søppel, selv om oppbevaringsgraden ikke er eksepsjonelt høy. En strand som var ekstremt forsøplet ved førstegangstrydding har ikke nødvendigvis høy tilførsel, men kan være et resultat av lav tilførsel og svært høy oppbevaringsgrad slik at søppel sakte akkumulerer over mange år (Solbakken et al., 2022).

Ettersom det er svært vanskelig å identifisere om strender er ryddet gjentatte ganger er det ikke mulig å undersøke søppeltilførsel og derfor heller ikke mulig å identifisere gode referansestrender. I dataene analysert i dette prosjektet oppgis kun ett koordinat per aksjon, selv om den dekket 50 m eller to km kystlinje, og det er ikke klart hvor vidt dette koordinatet representerer midten av aksjonens lokalitet, ene enden (og i så fall hvilken), eller et tilfeldig sted langs kyststrekket. Det er derfor så og si umulig å matche lokaliteter med noen som helst sikkerhet. Dette er forbedret i Rydde, men i tillegg kan omfanget av en aksjon variere selv om startpunktet var det samme, noe som fører til variasjon i innsats ved samme omtrentlige lokasjon og det vil kunne være vanskelig å skille variasjon i tilførsel fra variasjon i innsats. Selv ikke adopterte strender var mulig å identifisere og følge over tid mellom 2015 - 2019 ettersom de ikke var gitt en unik identifikator per strand, samt ukjent hvor vidt innsats var standardisert. Men, det er mulig å forbedre disse svakhetene i fremtiden for å tilpasse datafangsten for å identifisere mulige referansestrender dersom dette forblir et uttrykt mål. Dette er under utvikling i henhold til HNR.

Vitenskapelige analyser gjennomført på folkeforskningsdata i Norge har til nå vært opportunistiske og benyttet seg av dataene i den grad det var mulig, men uten at det forelå en veldig tydelig kobling mellom opprinnelig studiedesign og de endelige analysene (Falk-Andersson et al., 2021; Haarr et al., 2020). Målene med datafangsten bør også kommuniseres bredt til de frivillige for å øke deres forståelse for hvorfor det er viktig å registrere for eksempel metadata og innsatsdata (Kosmala et al., 2016). Ettersom målene med datafangsten kan være noe diffuse og det ikke er 100 % klart hvilke forvaltningsspørsmål folkeforskningen skal bidra til å besvare, er det utfordrende å kommunisere dette tydelig til deltakere.

God datahåndteringspraksis

Prosjekter bør iverksette beste praksis i datahåndtering. Spesifikt bør data lagres sikkert i et konsistent og konsist format som er enkelt å tolke og bruke og som gjøres tilgjengelige for databrukere (Kosmala et al., 2016). Dette kriteriet oppfylles delvis av norsk folkeforskning tilknyttet strandryddeaksjoner. Per i dag pågår et omfattende arbeid ledet av MARFO for å utvikle dataportalen Rent Hav, der folkeforskning og andre dataset om marin forsøpling kan leses og hentes ut. Portalen vurderes å allerede oppfylle flere krav på sikker lagring og tilgjengelighet for databrukere. Konsistens i format og oppfyllelse av f.eks. FAIR²⁵ prinsippene for formidling og håndtering av metadata vurderes fortsatt til å kun delvis oppfylle kriteriene for god datahåndteringspraksis.

4.4 Hvordan besvare relevante spørsmål

I denne delen diskuteres forskjellige relevante forsknings- og forvaltningsspørsmål, samt muligheter for å besvare dem gitt diskusjonen i forrige kapittel (4.3).

4.4.1 Folkeforskningens mulige bidrag

Dersom kriteriene knyttet til kvalitetssikring i større grad kan oppfylles innen folkeforskningen på marin forsøpling i Norge, kan data fra frivillig opprydding tas i bruk av forvaltningen i større grad og med større sikkerhet. Dette gjelder også datafangst fra profesjonell rydding som fortsatt innlemmes under begrepet folkeforskning i den resterende diskusjonen.

Generelt sett tilbyr folkeforskningen data i en romlig og tidsmessig skala som det ikke er mulig å matche med tradisjonell forskning eller overvåking, og regionale forvaltningsorgan lener seg allerede på denne datakilden i stor grad. Det er derfor all grunn til å benytte seg av denne på best mulig måte. Samtidig må en være bevisst visse begrensinger.

²⁵ FAIR: go-fair.org/fair-principles

Folkeforskningsdata knyttet til ryddeaksjoner vil alltid overrepresentere forsøplete strender, og ettersom nullpunkter ikke vil være kjent kan de ikke brukes til å beregne generell forsøplingsgrad eller til romlig statistisk modellering (som for eksempel såkalt «Kriging»). Disse skjevhetene i folkeforskningsdataene, som oppstår på grunn av at lokasjonsvalg er knyttet til hvor det er ønskelig å holde ryddeaksjoner, gjør at dette ikke er en egnet datakilde for å estimere absolutte totale mengder søppel nasjonalt eller regionalt. Dette vil muligens være en mindre utfordring dersom antall registreringer per enhet kystlinje er svært høy slik at det er få områder som faller utenom, men selv ved svært tette data som dette kan en mangel på uavhengighet av datapunkter grunnet romlig autokorrelasjon og ikke-standardiserte areal for registrering også komplisere analyser.

Likevel foreligger forsknings- og overvåkingsspørsmål som kan besvares ved hjelp av folkeforskningsdata: (1) identifisering av referansestrender for utvidet forskning eller overvåking, (2) overvåking av søppeltilførsel, og (3) overvåking av enkle indikatorgjenstander. I tillegg kan folkeforskningsdata muligens brukes til å overvåke relativ geografisk og tidsmessig variasjon i søppelmengde og sammensetning.

Dersom enkel identifisering av lokaliteter som ryddes gjentatte ganger mulig gjøres i større grad enn tidligere, kan det bli mulig for forskjellige forvaltningsorgan å benytte folkeforskningsdata til å identifisere strender med høy tilførsel som kan være egnet til systematisk overvåking (enten av profesjonelle eller frivillige aktører).

Undersøkelser av søppeldynamikk og trender over tid kan dra nytte av å benytte spesialdesignede studier med høy oppløsning, enten gjennom forskningsprosjekter (f.eks. Solbakken et al., 2022), overvåking av OSPAR-strender, eller folkeforskningsdata med «Min bit av Norge» (med gitte endringer og økt opplæring av frivillige). De to første har visse utfordringer knyttet til representativitet da OSPAR per i dag kun dekker svært få strender, og en profesjonell studie enten vil ha samme svakhet eller være meget ressurskrevende. Dersom «Min bit av Norge» kan tas i bruk av frivillige med stor interesse og engasjement for forskning, og disse får tilstrekkelig opplæring, kan dette være en god løsning for å øke datamengden; gjerne i samarbeid med en profesjonell studie.

Folkeforskere kan også bidra til å overvåke enkle indikatorgjenstander blant strandsøppel dersom dette kommer frem fra registreringsskjemaene brukt. Indikatorgjenstander som kan egnes overvåket på denne måten må være lett gjenkjennelige og lettryddete (f.eks. drikkeflasker i plast eller oljekanner). Enkle metoder for datering eller nasjonalitetsbestemmelse, som lesing av utløpsdato på matemballasje, lesing av datohjul med produksjonsdato på oljekanner, eller tilstedeværelsen av norsk eller andre skandinaviske språk på emballasje, kan også være mulig å be frivillige bidra med. I dette tilfellet vil det være viktig å tydelig avgrense metodene som kan legges til grunn for alders- eller nasjonalitetsbestemmelse slik at datakvaliteten ikke varierer drastisk mellom observatører (Falk-Andersson et al., 2021). Mer obskure gjenstander eller metoder som kan være vanskeligere for uerfarne ryddere å gjenkjenne eller bruke (f.eks. transportbånd og plastfilmruller fra ombordprosessering på fiskebåter, datering av drikkeflasker i plast ved bruk av design), samt vanskeligere å få øye på under rydding, for eksempel dersom de er svært små, vil være mindre egnet for overvåking ved hjelp av folkeforskning grunnet økt usikkerhet i datasettet. Nyttverdi av et eventuelt datasett vil også avhenge av god registrering av innsats slik at dette kan innlemmes i analyser.

Selv om folkeforskningsdata ikke egnes til estimat av absolutte mengder, kan de sannsynligvis brukes til å undersøke relative mengder, og sammensetningen av søppel antas å være mindre påvirket av mangelen på sannsynlighetsmessig lokasjonsvalg. Storskalaanalyser av folkeforskningsdata for å undersøke mengder og sammensetning av strandsøppel, samt geografiske og tidsmessige trender i disse, har blitt gjennomført i flere andre land, for eksempel i Storbritannia (Nelms et al., 2017), Spania (Zorzo et al., 2021), Bahamas (Ambrose et al., 2019), Australia (Gacutan et al., 2022), Taiwan (Chiu et al., 2020; Walther et al., 2018) og Kina (Chen et al., 2020). Globale analyser av data levert til den internasjonale organisasjonen Ocean Conservancy har også blitt gjennomført (Roman et al., 2020a). I Norge har analyser av folkeforskningsdata allerede dokumentert en liten nedgang i strandsøppel i Lofoten fra 2011 til 2018 (Haarr et al., 2020). Datakvaliteten på frivillige ryddedata er noe høyere, og tidsserien noe lengre, i Lofoten enn for landet forøvrig; noe som muliggjorde analysen i dette tilfellet (Haarr et al., 2020). Det vil alltid by på utfordringer at lokasjonsvalget ikke er sannsynlighetsmessig, noe som kan ha stor påvirkning på resultater og gå på bekostning av evnen til å måle trender (Weiser et al., 2020). Men dersom datakvaliteten høynes noe, tidsserien utvides over tid, og det kan

standardiseres for innsats – inkludert overordnet årlig eller sesongbasert innsats ettersom ryddedatas skjevhet mot svært forsøplete lokaliteter kan antas å reduseres noe ved mer intens og bredere innsats (flere ryddeaksjoner) – kan folkeforskningsdata muligens yte verdifulle bidrag til forvaltningen av marin forsøpling også i Norge gitt at en tar visse forbehold. Det burde gjennomføres utvidet statistisk modellering og simuleringer for å fastslå hvordan slike data best kan benyttes og i hvilken grad svakhetene påvirker evnen til å måle trender (Weiser et al., 2020).

4.4.2 Tilleggsstudier: kilder

Identifisering av kilden til forsøpling er viktig for å vite hvor og mot hvem tiltak bør konsentreres. Detaljert kildeidentifisering kan være vanskelig for frivillige å gjennomføre da deler av identifiserings-prosessen for visse søppelkategorier krever mye ekspertise og et fagteam med bred erfaring (Falk-Andersson, 2021; Falk-Andersson et al., 2021). Dypdykk gjennomført av frivillige vil derfor kreve tilleggsstudier av profesjonelle, eventuelt i samarbeid med spesielt interesserte frivillige som kan få opplæring over tid for deretter å gjennomføre datainnsamling på egenhånd.

Standardiserte fordelingsnøkler har blitt utviklet for å identifisere hovedkilden til strandsøppel, samt hvilke kilder identifiserte gjenstander stammer fra (Galgani et al., 2013; Opfer et al., 2012; Veiga et al., 2016). Disse standardene som lenker gjenstand til kilde tilbyr et ekstra nivå ved analyse av for eksempel folkeforskningsdata og forutsetter at spesifikke gjenstander er mye brukt av spesifikke sektorer og at disse ender opp i miljøet gjennom veldefinerte transportveier. Dette er tilsvarende antagelser som er gjort under fordeling av maritimt søppel og søppel fra andre/ukjente kilder under denne studien.

Fordelen med standardiserte protokoller, er at man kan gjøre sammenligninger på tvers av regioner, inkludert globale analyser. Ulempen er at disse fordelingsnøklerne gjemmer informasjon ettersom søppelgjenstander kan komme fra mange ulike kilder. I enkelte tilfeller er identifisering av kilden til enkeltgjenstander enkel, som for eksempel redskaper brukt i industrielt fiske. For mange andre gjenstander, som kjemikaliekanner, matemballasje og husholdningsprodukter, kan kildene, transportveiene og årsaken til forsøpling være mange, og kildene for de samme gjenstandene kan variere mellom regioner (Tudor and Williams, 2004; Veiga et al., 2016). Som en respons på dette har det blitt utviklet protokoller og fordelingsnøkler som er spesifikk for en region (Earll et al., 2000; Veiga et al., 2016; Vlachogianni et al., 2018), man har involvert eksperter i analysene (Earll et al., 2000; Falk-Andersson, 2021), og man har tatt i bruk ulike statistiske verktøy for å identifisere sammenheng mellom søppel og miljøfaktorer, samt se hvordan ulik vektning av mulige kilder slår ut på analysene (Tudor and Williams, 2004).

Slike regionale fordelingsnøkler som kan brukes ved analyse av folkeforskningsdata foreligger ikke for Norge. HNR har operert med noen enkle fordelingsnøkler for kilder til marin forsøpling basert på subjektive antakelser ut fra erfaringer i felt, primært på Øst- og Sørlandet, men disse er ikke kvantifisert og heller ikke tilpasset regionale forskjeller langs kysten. Gitt at det vi vet om kildene til marin forsøpling nasjonalt skiller seg en del fra globale trender. Med dertil variasjon langs kysten, er det nasjonalt et stort behov for utvikling av regionale fordelingsnøkler. Mangelen på slike nøkler er årsaken til at kildefordeling ikke er gjennomført på folkeforskningsdata i denne studien. Det er også årsaken til at gjenstander som ikke helt sikkert stammer fra maritime kilder (som fiskeriutstyr) er klassifisert som «ukjent» kilde (heller enn f.eks. land-basert).

Det anbefales derfor at det gjennomføres utfyllende dypdykk-analyser flere steder langs kysten. Fokuset bør være at (1) søppelet kommer fra et representativt utvalg og antall strender, (2) det registreres store mengder søppel, og (3) nylig strandet søppel fra gjentatte ryddeaksjoner ved samme lokasjon er i fokus. Det er mye variasjon i søppelsammensetning mellom strender, og derfor kreves det søppel fra mange lokaliteter for at dypdykk kan anses som representative. Det kreves også ganske mye søppel ettersom det kun er en andel av søppelet som kan analyseres; det er alltid kun en fraksjon av identifiserbart søppel som undersøkes og kun en andel av dette igjen som gir informasjon. Dette er tydelig i analysene gjennomført i denne studien hvor selv relativt mange kilo søppel kun resulterte i noen få titalls, og ofte mange færre, objekter i forskjellige kombinasjoner av gjenstand-, nasjonalitet- og alderskategorier. I tillegg oppnår en mest forvaltningsrelevant informasjon dersom en inkluderer kun nytt tilsig og ikke langtidsakkumulert søppel.

Når disse kravene er oppfylt kan forskjellige typer analyser gjennomføres. For emballasje hvor det i mange tilfeller er mulig å identifisere nasjonalitet og alder anbefales dette analysert i sammenheng med strømmodelleringsstudier på samme måte som for flasker langs den kenyanske kysten og Inaccessible Island i Sør-Atlanteren (Ryan, 2020; Ryan et al., 2019). Dette krever større samarbeidsprosjekt mellom forskere med kunnskap innen kildeidentifisering og strømmodellering. I denne sammenhengen er det også behov for å videreutvikle metoder for alders- og nasjonalitetsbestemmelse.

Forskjellige indikatorer på alder gir forskjellig oppløsning på dataene. Dette er veldig tydelig i sammenligning av olje- og kjemikaliebeholdere og matemballasje og drikkeflasker, hvor førstnevnte nesten utelukkende har mye bredere aldersfordeling og til dels tilstedeværelse av svært gamle gjenstander. Samtidig er det utfordrende å si noe om hvor vidt dette representerer et reelt bilde av tidsperspektivet for utslipp av disse gjenstandskategoriene. Årsaken til denne usikkerheten er (1) at olje- og kjemikaliekanner stort sett dateres bakover i tid ved hjelp av produksjonsdato, mens matemballasje og drikkeflasker stort sett dateres fremover i tid ved hjelp av utløpsdato, (2) olje- og kjemikaliekanner kan ha lengre levetid som produkt enn matemballasje og drikkeflasker, (3) plasten som brukes til å lage olje- og kjemikaliekanner (vanligvis laget av HDPE) er mer motstandsdyktig enn de som brukes til matemballasje og drikkeflasker (PET, PP og LDPE), der eldre gjenstander derfor vil ha høyere sannsynlighet for å være i god nok stand til å være identifiserbare (Chamas et al., 2020; Winkler et al., 2019), og (4) produksjonsdato på olje- og kjemikaliekanner er ofte stemplet direkte i plasten og det vil ta lengere tid før disse slites bort enn utløpsdato på matemballasje og drikkeflasker hvor det er mer vanlig at disse er trykket enten direkte på gjenstanden eller på merkelapper. Merkelapper kan lett forsvinne, og den trykte teksten solblekes (Falk-Andersson et al., 2021). Mer kunnskap om slike problemstillinger er nødvendig for korrekt tolkning av aldersdata på tvers av gjenstandskategorier.

Generelt vil datamengden (andelen gjenstander som tildeles alder eller nasjonalitet) og kvaliteten på alders- og nasjonalitetsbestemmelse av emballasje til en viss grad være avhengige av erfaringsgrunnlaget til dem som gjennomfører registreringene (Falk-Andersson et al., 2021). Mye informasjon kan hentes ut ifra blant annet merke og design, men å gjøre dette effektivt krever svært bred erfaring blant dem som gjennomfører, og det er stort potensiale for at forskjeller mellom observatører kan påvirke konklusjonene. Nordmenn i 20-årene har for eksempel høyere sannsynlighet for å kunne identifisere norske gjenstander som har vært i sirkulasjon i deres levetid enn eldre gjenstander fra andre opprinnelsesland (Falk-Andersson et al., 2021).

En mulig løsning på dette som kan gjøre dypdykk både mer robust som metode og mer tilgjengelig for en bredere brukergruppe, vil være å utarbeide en utvidet katalog med vanlige merker på mat- og drikkevarer og annen emballasje med distribusjonsland og designhistorien til emballasjen. Dette vil nødvendigvis bli en ekstremt stor katalog om den skal gjøres utfyllende, så en pilot med et snevert fokus (f.eks. kun vannflasker) vil være nødvendig i startfasen for å utvikle formatet, og denne kan gradvis bygges på videre, med andre gjenstandskategorier. Ideelt sett vil en slik katalog foreligge som en nettbasert søkbar database, men også med muligheten for å fysisk skrive ut kataloger for forskjellige gjenstandskategorier (eller underkategorier). Registrering av søppel kan være en skitten jobb og skal en bruke elektroniske hjelpemidler er det best å ha vann- og støvtette nettbrett eller lignende. Permer med laminerte sider kan være et mer tilgjengelig alternativ for mange alt etter budsjett og ressurser til rådighet. Det er gjennomført vellykkede studier i bruk av fotodeteksjon (Kako et al., 2018, 2010; Kataoka et al., 2012; Moy et al., 2018), der mobilapplikasjoner og bruk av autodeteksjon med mobilkamera synes lovende, og allerede er under pilotering gjennom blant annet NTNU-prosjektet PlastOPol (Córdova et al., 2022). Dette er et felt som bør videreutvikles.

Gjenstandskategorier utover emballasje kan være vesentlig mer utfordrende å datere og nasjonalitetsbestemme. Ved estimering av alder på for eksempel trålnett er det hovedsakelig graden av slitasje i endene en har å gå etter ettersom selve tauet også slites under bruk. Dersom tauendene er rimelig intakte og ikke oppfrynset eller slitt kan en anta at nettet er mistet eller dumpet relativt nylig, men det foreligger ingen studier som har kvantifisert dette og det er derfor få holdepunkter for å spesifisere hvor langt tidsrom som rommes av «nylig». Dette gjelder også nett og avkapp fra nett hvor kuttflatene kan gi informasjon om alder, og en studie fra Svalbard indikerer pågående dumping av nett (Falk-Andersson and Strietman, 2019). Samtidig er det behov for videre kvantifisering for alderbestemmelse for å kunne tolke slik informasjon fra kuttflater korrekt, som er årsaken til at disse dataene ikke var analysert i Kvantesprang. Her kreves også videre forskning,

inkludert tolkning av degradering av forskjellige gjenstandskategorier. Analytiske metoder som FT-IR, Raman-spektroskopi og forskjellige former for mikroskopi kan avdekke graden av nedbrytning på et mere objektivt vis, men forskningen er også her umoden (Ioakeimidis et al., 2016).

For gjenstandskategorier hvor det ikke er mulig å identifisere alder og nasjonalitet må andre kildeidentifiseringsmetoder utvikles. Et viktig første steg i slik metodeutvikling vil være dypdykk Workshops hvor strandsøppel undersøkes av forskere sammen med forskjellige andre eksperter innenfor mulige kildesektorer (f.eks. fiskeri, byggebransjen, osv.) for å sette nødvendige rammeverk og hypoteser for videre analyser og metodeutvikling (Falk-Andersson et al., 2021). Det vil også kunne være av interesse å skille materialtyper, inkludert innenfor gjenstandskategorier. For matemballasje, for eksempel, vil et skille mellom gjenstander av myk- og hardplast være aktuelt for kildeidentifisering ettersom mykplast generelt indikerer nyere utslipp i større grad enn hardplast (Falk-Andersson et al., 2020a).

Utover kildefordelingsnøkler kan enkelte søppelgjenstander i tillegg inneholde viktig informasjon som er relevant for forvaltning og beslutningstagere og som ikke fanges opp av disse standardene. Detaljerte undersøkelser av for eksempel tau og nett kan bidra til å fastslå tapsårsak og underliggende adferd som fører til forsøpling. Ettersom en svært stor andel av tauverk er tydelige avkapp, betyr dette at samarbeid med fiskeri- og havbrukssektorene med mål om forbedrede avfallshåndteringssystemer, i større grad enn enn teknologiutvikling for mer slitesterke tau, kan bidra til reduksjon i forsøplingen (Haarr et al., 2019a). På samme måte tilsier den høye andelen av enkle labbetusstråder over større intakte deler eller bunter at i dette tilfellet er teknologiutvikling for å gjøre labbetussen enten mer slitesterk under bruk (for å miste færre tråder) eller for å benytte alternative nedbrytbare materialer nærliggende. Det bør undersøkes hvor vidt andre gjenstandskategorier kan gi tilsvarende detaljert informasjon som kan bidra til å iverksette målrettede tiltak. Sett i sammenheng med globale data (Roman et al., 2020a) bør isopor og plastlokk vurderes tatt inn i dypdykkprotokollen. Dette da disse ligger på henholdsvis femte- og sjetteplass over mest frekvente objekter i verdenssammenheng, samtidig som disse er en av verstingene fra frivillige ryddedata.

Dypdykk er svært tid- og ressurskrevende dersom alle mulige fraksjoner av søppel skal undersøkes i mest mulig detalj. Det er derfor viktig at forvaltningen stiller konkrete spørsmål hvor dypdykk-protokollen tilpasses hypotesetesting for hvert enkelt spørsmål. Da kan enkelte dypdykk fokusere på utvalgte fraksjoner av søppel, eller flere team med fokus på forskjellige søppelfraksjoner kan gå sammen om å utnytte samme innsamlede søppel. Det vil etter hvert vært mulig å benytte en digital plattform for registrering av dypdykk-data som er utviklet at GRID-Arendal i samarbeid med SALT (<https://deepdive.grida.no/>). Denne krever fortsatt videreutvikling for å fungere optimalt; tillate registrering av alle nødvendige metadata, og tillate forskjellige typer hypotesetesting under dypdykk. Plattformen vil kunne bli en utmerket plattform å samle data og ressurser over tid. Pilotplattformen ble testet ut under et dypdykk med søppel fra Møre og Romsdal våren 2021, og ved et separat dypdykk med Svalbard Folkehøyskole samme høst. Målet er at det skal læres opp superbrukere blant frivillige, skoler og universiteter rundt om i verden slik at plattformen kan være et utgangspunkt for både registrering av detaljer om søppel som ryddes, og samtidig en plattform som autogenererer visuelle rapporter om hvert dypdykk. Plattformen er under stadig utvikling, og rapportene er planlagt å bli mer utfyllende. Etter å ha gjennomført både dypdykk med registrering i Excel på Ipad/PC, og med registrering i det digitale dypdykkskjemaet, er det tydelig at dypdykk med bruk av ny løsning vil være svært tid-, og med det kostnadsbesparende når den er ferdig utviklet.

Det må også merkes at strandsøppel ikke forteller hele historien når det gjelder kilder til marin forsøpling. Strandsøppel er sannsynligvis representativt for søppel med god flyteevne (Lebreton et al., 2019), men er kun delvis representativ for søppel på havbunnen, selv i kystnære områder (Roman et al., 2020a). Det bør derfor utvikles metoder for representativ innsamling av søppel på havbunnen og gjennomføres tilsvarende dypdykk-analyser på dette søppelet.

4.4.3 Tilleggsstudier: mengde og fordeling

En rekke forvaltningsbeslutninger rundt marin forsøpling er hevdet å kunne tas på relativt tynt datagrunnlag (Royle et al., 2022). Målrettede tiltak krever likevel en viss datamengde, der tetting av dagens kunnskapshull,

og gode mengdeestimat er viktige for å måle effekten av tiltak over tid og allokere ressursene mest mulig effektivt slik at tiltaket i størst mulig grad kommer naturmiljøet til gode. Effektmåling og overvåking av mengdeutvikling over tid anses som svært viktig av EU (Van Loon et al., 2020).

Marin forsøpling er dynamisk, og søppel kan oppholde seg på mange forskjellige steder i det marine miljøet i løpet av sin «levetid». Forskjellige typer søppel vil i ulik grad akkumulere i forskjellige miljøer. Der er store kunnskapshull når det kommer til fordelingen av søppel som oppholder seg i norske farvann, både nasjonalt og regionalt. Denne rapporten har kartlagt romlig variasjon i akkumulert strandsøppel i en rekke områder, og beskriver hvordan kystlinjens karakteristikk påvirker denne akkumuleringen. Samtidig mangler data på akkumuleringsrater av strandsøppel over tid, samt omfang og frekvens av utskiftning av søppel på strendene. I tillegg mangler mye data fra miljøer utover strender (f.eks. havbunn og vannsøylen).

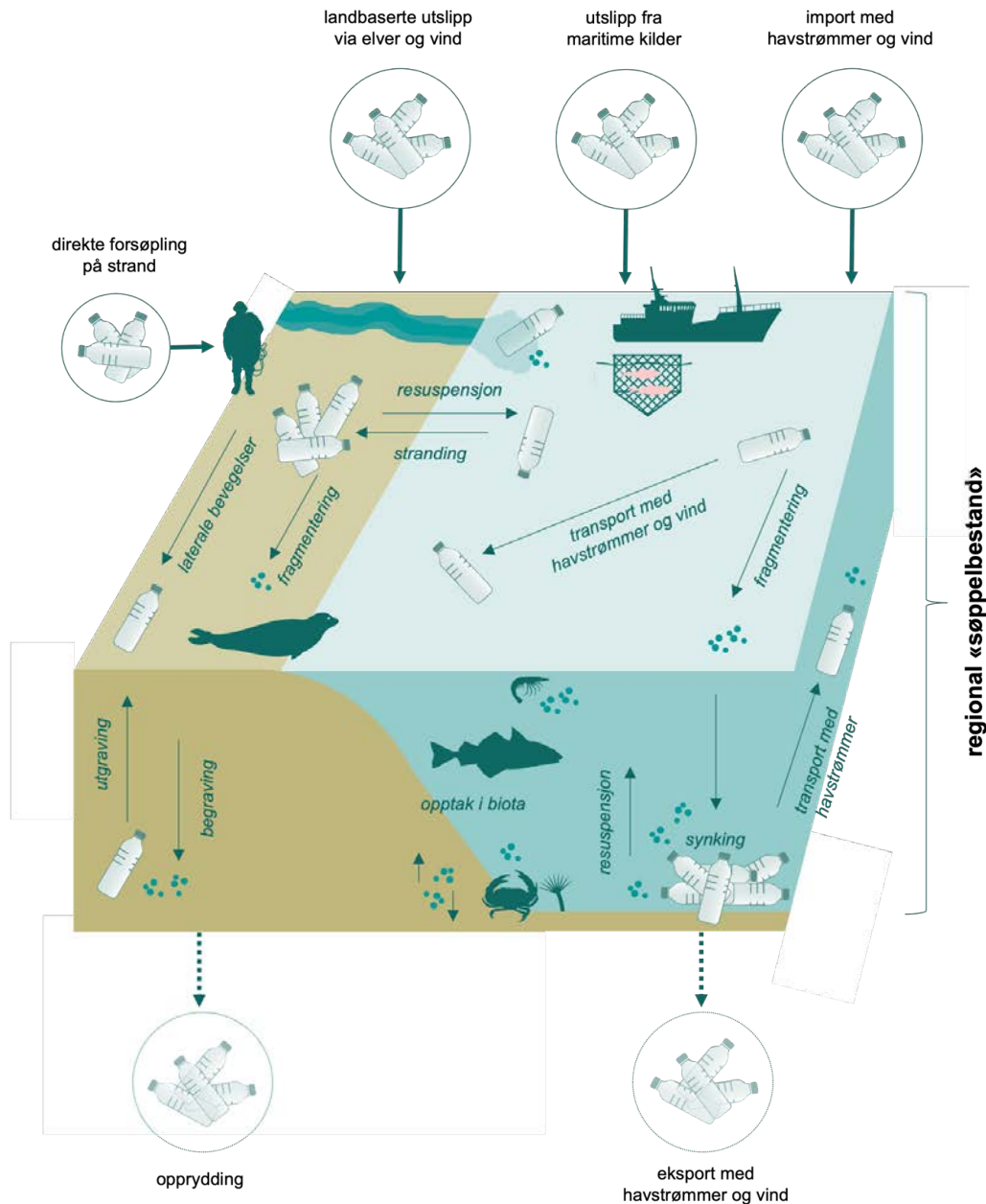
Gode mengdeestimer krever en helhetlig tilnærming. Denne studien viser til øyeblikksbilder av forsøplings situasjonen langs kysten og sier noe om geografiske forskjeller i akkumuleringsgrad i strandsonen. For å effektivt overvåke søppelmengden i en region, må den vurderes inn i en helhet (ikke kun strandsonen). Det kreves som et minimum kvantitative data på tilførsel fra lokale og fjerntliggende kilder, samt informasjon om prosesser som fjerner søppel fra regionen (Turrell, 2019). I tillegg kreves kvantitative data på den romlige og tidsmessige fordelingen av søppel mens det oppholder seg i regionen (Harris et al., 2021). Når alle disse prosessene er kvantifisert kan et «søppel-budsjett» beregnes, som både kan forvaltes og overvåkes (Harris et al., 2021; Turrell, 2019) (Fig. 77). Dette er spesielt aktuelt for plastforsøpling, som står for størsteparten av marin forsøpling, og som ikke brytes ned, men fragmenteres til mikro- og nanoplast og hvor massen konserveres. Massen som går inn i systemet tilsvarende derfor nødvendigvis summen av massen som oppholder seg i og forlater det (Harris et al., 2021; Turrell, 2019).

For å overvåke søppelbestanden helhetlig, eller med andre ord for å optimalisere både forebyggende tiltak og opprydding samt måle deres effekt, må disse forskjellige prosessene parametriseres over tid (Harris et al., 2021; Turrell, 2019). Per dags dato er det ikke mulig å sette opp en slik modell for norskekysten, ei heller for deler av den.

Nasjonalt foreligger det visse modelleringsdata for søppeltilførsel, blant annet for tapte fiskeredskap (Deshpande et al., 2020), landbasert søppelproduksjon og mulig feilhåndtering av plastavfall (Jambeck et al., 2015; Lebreton and Andrady, 2019), så vel som søppeltilførsel fra elver (González-Fernández et al., 2021). Estimaterne for årlig tap av fiskeredskap er gjort spesifikt for norske fiskerier og er derfor en viktig ressurs. Dataene mangler ellers romlig oppløsning for å ta høyde for regionale forskjeller i fiskerirelaterte utslipp, noe som kommer tydelig frem i denne rapporten. Omfanget av annet utslipp (f.eks. husholdningsavfall) fra fiskefartøy er også uvisst. Det foreligger noen estimater på utslipp fra havbruk i nordøst-Atlanteren, men disse er ikke kvantitative for makroplast og krever videre utredning for å kunne brukes som grunnlag i modeller (Skirtun et al., 2022). Estimat på utslipp fra andre maritime næringer langs norskekysten mangler fullstendig. Estimat på landbaserte utslipp er utelukkende basert på større internasjonale modellerer uten empirisk validering fra Norge og med lite hensyn til regionale forskjeller langs kysten. Disse krever derfor også validering og eventuelle justeringer for å benyttes med noen grad av sikkerhet. Rydding av strandsøppel er relativt godt dokumentert i Norge, men estimat på hvor mye søppel som transporteres ut av våre farvann med havstrømmer mangler helt.

En pilotstudie på tre strender i Lofoten viser jevnt tilsig av nytt søppel: På en 100 m bred strand, er det ved overvåkning hver andre uke, funnet flere hundre nye gjenstander hver gang, samtidig som det er høy utskiftning og til tider store mengder søppel som skylles tilbake i havet; det er i tillegg store lokale variasjoner i disse prosessene, samt sesongvariasjoner (Solbakken et al., 2022). Denne dynamikken har stor påvirkning på optimal ryddestrategi, der målet er å fjerne mest mulig søppel fra kretsløpet. At søppelet som ligger på en strand til en gitt tid også er så dynamisk har store konsekvenser for optimalt studiedesign og tolkning av resultater i studier og overvåkingsprogram som ser på mengde, sammensetning og kilder til strandsøppel (Solbakken et al., 2022). Tilførsel og akkumuleringsrater kan kvantifiseres med jevnlig ryddeaksjoner, men tidsrommet mellom aksjoner bør standardiseres eller i hvert fall registreres ettersom estimert daglig tilførsel synker kraftig jo lengre oppholdet mellom ryddeaksjoner blir, sannsynligvis grunnet utskiftning og

redistribusjon av søppel tilbake i havet (Eriksson et al., 2013; Smith and Markic, 2013). Dette kan gjennomføres bredt i samarbeid med spesielt interesserte frivillige gjennom ordningen «Min bit av Norge» dersom disse får noe opplæring for å forstå hvordan forskjellige valg og scenarioer påvirker datakvalitet. For å undersøke utskiftning og oppbevaringsgrad av søppel må gjenstander også merkes og følges over tid (Brennan et al., 2018; Johnson and Eiler, 1999; Solbakken et al., 2022; Williams and Tudor, 2001). Dette er mer krevende, både i form av ressurser og krav til opplæring av dem som skal gjennomføre arbeidet.



Figur 77: Skjematisert fremstilling av et «søppelbudsjett» med prosesser som tilfører søppel, omdistribuerer søppel i systemet, og prosesser som fjerner søppel fra regionen. Dette representerer variabler som må estimeres for å parametrisere en massebalansemodell.

Fra kysten av Vestlandet er det nylig vist at antropogene materialer samler seg opp i rekviker i stort monn, og som en følge av dette endres vegetasjonen (mer mose og mindre lyng), dreneringsvevnen til jordsmonnet og

kystlandskapetets rent morfologiske karakter (Bastesen et al., 2021). Fra kysten av Trøndelag ble det funnet fra i overkant av 6 % til over 70 % makroplast i jorda ovenfor øvre flomål (tørrvekt) (Cyvin et al., 2021). Det finnes per i dag lite kunnskap om plast i jord, dets utbredelse og konsentrasjon i forskjellige miljø. I ryddemiljøene rundt om i Norge er det ellers pågående diskusjoner om hvor vidt plast skal graves opp eller ikke, og mer kunnskap om denne delen av plastfraksjonen er dermed viktig. Det er sparsomt med studier som går inn i hvordan plast oppfører seg når det blir en del av jordsmonnet, men det er indikasjoner, fra andre biomer (henholdsvis sanddyner og mangroveskoger), at makroplast kan påvirke frøsetting (Menicagli et al., 2019) og diameter, høyde og tetthet på trær (Suyadi and Manullang, 2020). Uten informasjon om mengde plast i jorda, og hastigheten på sedimentering er det også vanskelig å frem i tid kunne lage en fullstendig massebalansmodell, dette gjelder også samme prosesser i havbunnen.

På havbunnen er mye usikkert, men basert på plastens egenvekt vil store deler av det avfallet som ender i havet synke til bunns. Havforskningsinstituttet har overvåket både havbunnen i Norskehavet og Barentshavet, ved gitte stasjoner gjennom prosjektet MAREANO. Fiskerirelatert søppel utgjorde 70 - 80 % av avfallet i Norskehavet, og 50 - 70 % i Barentshavet, og det var mer søppel nær kysten enn lengre til havs (Buhl-Mortensen and Buhl-Mortensen, 2017). Havbunnens geomorfologi synes å være avgjørende for akkumulasjon, med hot-spots i dyphavsgraviner og såkalte traue (Buhl-Mortensen and Buhl-Mortensen, 2017). Samtidig strakk denne studien seg over et drøyt tiår og det er stor usikkerhet rundt romlige versus tidsmessige trender. Ved HAUSGARTEN observatoriet vest for Svalbard, er plast på havbunnen overvåket over lang tid. Fra 2002 til 2014 ble det registrert nært en dobling av antall objekter per kvadratkilometer (Tekman et al., 2017). Det er gjort estimater og ekstrapolasjoner på total mengde søppel i Nordsjøen og Barentshavet, men litteraturen er umoden, og dataene mangler viktige parametere for at kalkulasjonene kan sees på som troverdige estimat over mengden søppel (Buhl-Mortensen and Buhl-Mortensen, 2017). Overvåkningsstudiene med video, gir ellers et bilde på den romlige heterogeniteten i fordelingen av søppel, og bekrefter at maritime kilder er viktige bidragsyttere til den marine forsøplingen av havdypet så vel som på strendene. Data fra havbunnen i Barentshavet samles også inn årlig gjennom norsk-russisk overvåking i Barentshavet hvor det rapporteres om romlig og tidsmessig variasjon i tetthet, samt sammensetning i form av materialtyper (Grøsvik et al., 2018).

Det foreligger enda færre empiriske data på flytende søppel og søppel fra norske farvann. Det foreligger et relativt stort datasett med visuelle observasjoner i overflaten, samt tråldata fra vannsøylen fra norsk-russisk overvåking i Barentshavet som har pågått årlig siden 2010 (Grøsvik et al., 2018). Tømmer og annet trevirke står for nesten to tredjedeler av observerte flytende gjenstander, mens plast utgjør ca. en tredjedel (Grøsvik et al., 2018). Plast var tilstede i 13 % av trållhalene i de øvre 60 meterne av vannsøylen (Grøsvik et al., 2018). Utover denne overvåking foreligger ikke publiserte empiriske data på flytende makrosøppel langs norskekysten.

Det foreligger også relativt få data på plast i biota langs norskekysten. En studie har dokumentert plast i torskemager fra seks lokasjoner fra Oslofjorden til Varanger. Plast var funnet i 3 % av fisk, og forekomsten var høyest i Bergen havn hvor andelen var hele 27 % (Bråte et al., 2016). Det registreres også plastmengder i magen på sjøfuglen havhest når denne er funnet død i strandsonen (van Franeker et al., 2011).

Det kreves med andre ord fortsatt utbredt forskning på marin forsøpling langs norskekysten og i norske farvann for å overvåke utviklingen i strandsøppel over tid i forhold til EUs grenseverdi og effektmåling av tiltak, for å rapportere nøyaktige verdiger opp mot FNs bærekraftsmål, og for å kunne opprette en massebalansmodell for helhetlig forvaltning og overvåking utover kun strandsonen.

4.4.4 Øvrige kunnskapshull

Utover utforming av mest mulig effektive tiltak og overvåking for effektmåling av disse, gjenstår fortsatt en rekke kunnskapshull knyttet til effekter av marin forsøpling, terskelverdier for negativ miljøpåvirkning og optimale ryddestrategier.

Det er for eksempel foreløpig lite kunnskap om hvordan plast som del av jordsmonnet i kystsonen oppfører seg, og hvordan det påvirker naturmiljøet. Høy tilstedeværelse tilsier at konsekvensene av plastforsøpling i

jordsmonnet er negativt, og at kysten av Norge allerede i dag har lidd uopprettelig skade (Bastesen et al., 2021; Cyvin et al., 2021). Samtidig, ut fra dagens kunnskapsstatus, er det lite som tilsier at plasten som er begravd og en del av jordsmonnet bør graves opp. Dette med utgangspunkt i føre-var prinsipp, og manglende kunnskap om hva som skjer med biotopene etter opprydning nedover i jordsmonnet opp mot effekten av at plasten forblir der den nå er. Det er her nødvendig med større studier. Går det for eksempel en grense, der nytten veier opp for ulempen ved plastkonsentrasjon over en viss grenseverdi? Tilsvarende spørsmål gjelder også kystlinjen generelt, havbunn, overflaten og vannsøylen (Falk-Andersson et al., 2020b).

Opptak av plast hos marine dyr i en rekke taxa er et beviselig problem, men til tross for et bredt spekter av vitenskapelige artikler som tar for seg både mikro- og makroplastens mulige økotoksikologiske effekter på biota, er mye usikkert, og det er få konklusjoner å trekke ut fra publisert litteratur. Det er gjennomført få studier som benytter seg av miljømessige relevante konsentrasjoner og som drar linjer over til effekt på biom, eller økosystemnivå. Eksperimenter med vaktler som ble føret med plastpartikler tilsa at plastbiter som spises i mindre antall i liten grad ga effekt på populasjonsnivå (Roman et al., 2019). Det er derimot vanskelig, om ikke umulig, å danne konklusjoner for fugler generelt basert på enkeltarter. Det samme gjelder generalisering av effektene av plast, basert på eksempelvis fra dette studiet, pellets av polypropylen. Studien er et eksempel på dagens kunnskapsstatus i fagfeltet, der vi per dags dato vet en god del om enkelte arter i gitte omgivelser, og med en gitt påvirkning, men der troverdige studier som evner å evaluere plast på et økosystemnivå mangler i dagens litteratur.

4.5 Anbefalinger for overvåking

Overvåking er nødvendig for å måle effekt av tiltak og utvikling av miljøstatus over tid, samt for å veilede forvaltningens i sine prioriteringer (Miljødirektoratet, 2021b). Norge har per i dag forpliktelser til å overvåke og rapportere status på forskjellige miljøindikatorer opp mot både FN og EU (beskrevet i kapittelet «1. Introduksjon»). I tillegg tilsier store variasjoner i strandsjøpelmengder og -kilder langs den langstrakte norskekysten at det er behov for overvåking på regionale nivå, og ikke bare på et nasjonalt nivå opp mot internasjonale forpliktelser. Dette støttes i stor grad av innspill fra regionale forvaltningsorgan (beskrevet i kapittelet «4.1 Forvaltningens behov»). Det er flere aspekter ved overvåkingsprogram som må tas stilling til, blant annet (1) det overordnede målet med overvåkingen, (2) hva som faktisk skal måles (indikatorer), og (3) praktisk gjennomføring og studiedesign som muligjører effektmåling.

4.5.1 Målet med overvåking

Det overordnede målet med overvåking er å fastsette hvor vidt akseptabel miljøstatus oppnås og vedlikeholdes i forskjellige regioner. Dette er fundamentalt både i EUs Marine Strategy Framework Directive (MSFD) og FNs bærekraftsmål (European Commission, 2013; Miljødirektoratet, 2021a; Queirós et al., 2016).

Miljødirektoratet deler inn miljøovervåking i følgende kategorier: basisovervåking, tiltaksovervåking, problemkartlegging, pålagt overvåking. Basisovervåking finansieres og gjennomføres av Miljødirektoratet som del av de nasjonale overvåkingsprogrammene for å gi data om den generelle tilstanden i norsk miljø. For marin forsøpling foregår det allerede basisovervåking på marin forsøpling i døde havhester som del av programmet «EcoQO Nordsjøen – havhest» (Miljødirektoratet, 2021c). Tiltaksovervåking gjennomføres av statsforvalteren og Miljødirektoratet i påvirkede området eller i vernet/sårbar natur for å se virkninger av tiltak. Problemkartlegging er temporære undersøkelser som gjennomføres av Miljødirektoratet og statsforvalteren for å kartlegge årsak til og omfang av et miljøproblem, for å vurdere tiltak og/eller utvidet overvåking. Pålagt overvåking gjennomføres av de enkelte virksomheter som har en påvirkning på miljøet.

Det første steget under utvikling av et hvilket som helst overvåkingsprogram er å definere dets formål. Deretter kan en definere hva som faktisk skal måles, eller utvikle såkalte indikatorer (European Commission, 2013; Queirós et al., 2016). Til slutt må konkrete metodiske valg tas og studiedesignet utvikles.

Videre i diskusjonen antar vi at målet med basisovervåking er i tråd med målet til overvåking gjennom EUs MSFD: (1) å måle hvor vidt akseptabel miljøstatus oppnås og i hvilken retning utviklingen går over tid, og (2) evaluere fremgang mot oppnåelse av god miljøstatus. «God miljøstatus» relatert til marin forsøpling er forsøkt definert av EU gjennom utviklingen av deres nye grenseverdi. Ved tiltaksovervåking antar vi at målet også er å måle fremgang over tid, men her gjerne opp mot spesifikke gjenstandskategorier knyttet til tiltak rettet mot disse kategoriene. Ved problemkartlegging antar vi at målet er kildeidentifisering (f.eks. gjennom Dypdykk) eller kvantifisering av mengder (f.eks. gjennom kvantitativ kartlegging). Problemkartlegging diskuteres ikke konkret videre ettersom en rekke problemstillinger knyttet til dette allerede er diskutert i tidligere kapitler. Pålagt overvåking diskuteres heller ikke videre ettersom dette gjelder spesifikke virksomheters ansvar for overvåking av egen forsøpling. Dette kan også være relevant for marin forsøpling og ettersom kildeforståelsen øker på regionalt og lokalt nivå kan pålagt overvåking være et aktuelt tiltak i tilfeller hvor tydelige lokale utslipp identifiseres.

4.5.2 Mulige indikatorer

Hvor vidt et overvåkingsprogram faktisk evner å måle det som er ønsket avhenger av indikatoren(e) brukt for å beskrive miljøstatus eller andre fenomen under undersøkelse. Utvikling av gode indikatorer er derfor vesentlig (Queirós et al., 2016).

For basisovervåking av strandsøppel anbefales generelt måling av tetthet i antall gjenstander innenfor en viss størrelseskategori standardisert per areal eller per kystlinjestrekk (f.eks. FNs bærekraftsmål og EUs grenseverdi) (GESAMP, 2019; Van Loon et al., 2020). Dette anses som en generell indikator for miljøstatus i forhold til marin forsøpling langs kysten. Samtidig er marin forsøpling et bredt og komplekst problem med mange kilder, og det kan tenkes at denne indikatoren er ganske grov med tanke på å effektivt måle effekt av forskjellige tiltak og utviklingen innenfor ulike utslippskilder. I tillegg kan signaler i forhold til endringer i mengde også tenkes delvis skjult av det faktum at større gjenstander fragmenteres til flere mindre biter, og at tetthet i antall derfor kan øke selv om den totale søppelmassen går nedover (Smith and Turrell, 2021). Samtidig er bruk av vekt som en indikator også potensielt problematisk ettersom den kan påvirkes i svært stor grad av enkeltgjenstander eller et lite utvalg store gjenstander (Smith and Turrell, 2021). Det er derfor nærliggende å tenke at det også vil være gunstig å overvåke mer spesifikke indikatorer for å lettere kunne detektere signal på endringer, og for å kunne spesifikt overvåke status i forhold til konkrete utslippskilder.

Det foreligger et rammeverk for evaluering av mulige indikatorer for overvåking av miljøstatus under EUs MSFD. Dette rammeverket er basert på evaluering av åtte kvalitetskriterier (Queirós et al., 2016) (Fig. 78). En indikator gis en poengsum på 1 (oppfylt) eller 0 (ikke oppfylt) for hver av disse kvalitetskriteriene, og disse legges sammen til én poengsum. Slik kan forskjellige indikatorer kan måles opp mot hverandre på en relativt objektiv måte (Queirós et al., 2016).

Følgende mulige strandsøppel-indikatorer diskuteres videre innenfor dette rammeverket:

1. Søppeltetthet (i antall)
2. Søppeltetthet (i vekt)
3. Størrelsesfordeling på søppelgjenstander
4. Utløpsdato og språk på matemballasje
5. Utløpsdato og språk på drikkeflasker
6. Produksjonsdato på oljekanner
7. Tetthet (i antall) tau og andel avkapp
8. Tetthet nett (i antall)
9. Tetthet plastposer og -film (i antall)
10. Tetthet gjenstander innenfor EUs engangsplastdirektiv (SUP) (i antall)



Figur 78: De åtte kvalitetskriteriene for evaluering av indikatorer for overvåking av miljøstatus under EUs MSFD (Marine Strategy Framework Directive) lagt frem av Queirós et al. (2016). En indikator angir en poengsum på 0 (ikke oppfylt) eller 1 (oppfylt) for hvert kriterium som til slutt summeres sammen. Slik kan forskjellige indikatorer sammenlignes opp mot hverandre.

Disse forslagne indikatorene kommer frem som hensiktsmessige å måle basert på resultatene i prosjekt Kvantesprang. De er ikke nødvendigvis evaluert helhetlig med tanke på representativitet basert på forskjellige kilder og transportveier. Samtidig er prosessen like aktuell for andre mulige marin forsøpling-indikatorer.

Høy romlig og tidsmessig variasjon i strandsøppel er en utfordring i forhold til nøyaktighet og presisjon for alle de mulige indikatorene, og alle vil kreve høy replikasjon og bred datainnsamling for å kompensere for dette. Ettersom dette gjelder alle indikatorer tas ikke dette alene med i evalueringen av nøyaktighet og

presisjon videre ettersom alle indikatorer da vil få verdi lik null for dette kriteriet og derfor vanskeliggjøre videre differensiering av indikatorene. Behovet for høy replikasjon må derimot tas høyde for under utviklingen av eventuelle overvåkingsprogram.

Søppeltetthet i antall (alle gjenstander over gitt minstemål, f.eks. 2,5 cm, standardisert etter areal ryddet og muligens også innsats i form av tidsbruk) ønskes allerede overvåket av EU og gjenspeiler den helhetlige forsøplingssituasjonen (Van Loon et al., 2020). Det foreligger derfor en vitenskapelig basis for å overvåke søppeltetthet i antall. Marin forsøpling utgjør en fare for en rekke dyreliv (se f.eks. Baak et al., 2020; Fossi et al., 2018; Gall and Thompson, 2015) og indikatoren har derfor også økosystemrelevans. Samtidig er ikke alle gjenstandstyper like farlige, og total søppeltetthet er noe upresist i forhold til økosystemrelevans. Reaksjonsevnen antas å være relativt lav ettersom det er høy romlig og tidsmessig variasjon i strandsøppeltetthet, høy utskiftning av strandsøppel generelt, og plast fragmenteres stadig som gjør at antall gjenstander kan øke selv om massen går ned (Bowman et al., 1998; Brennan et al., 2018; Haarr et al., 2019b; Schulz et al., 2019b; Smith and Turrell, 2021). Samtidig er det bevist at det er mulig å måle endring dersom denne er tydelig nok, som små nedganger dokumentert i Troms (prosjekt Kvantestprang) og Lofoten (Haarr et al., 2020). Målsetting er mulig, som EUs grenseverdi, men økologisk relevante mål er fortsatt relativt ukjent (Van Loon et al., 2020). Varslingspotensialet er ukjent ettersom økologisk relevante terskelverdier er ukjent, og det er høy romlig og tidsmessig variasjon som gjør at det kreves en relativt lang tidsserie for å både etablere en baseline og for å måle endring (Schulz et al., 2019b). Telling av større gjenstander er relativt enkelt, men det kan oppstå utfordringer knyttet til nøyaktige og presise observasjoner av mindre gjenstander, både fordi de kan være vanskeligere å se og på grunn av manglende presisjon rundt minstemålet. Førstnevnte gjelder spesielt dersom terrenget er ujevnt og kan skjule gjenstander (f.eks. mellom steiner, i vegetasjon), og det kan forekomme usikkerheter knyttet til telling av delvis begravde gjenstander. Dette kan også påvirke repeterbarheten, noe som bør kvantifiseres. Nøyaktighet, presisjon og repeterbarhet anses derfor som moderat. Målinger kan være kostnadseffektive dersom de baseres på samarbeid med folkeforskningen og profesjonelle ryddeaktører, men ettersom data knyttet til rydding nødvendigvis er skjeve grunnet bevisst lokasjonsvalg mot forsøplete strender er ikke dette tilstrekkelig i seg selv, og uavhengige, representative målinger vil også være nødvendige. Dette er mindre kostnadseffektivt, spesielt ettersom uttømmende telling av små gjenstander over et større areal kan være svært tidkrevende. Det foregår pågående datainnsamling gjennom ryddeaksjoner, både av frivillige og profesjonelle aktører, samt overvåking av et begrenset antall OSPAR strender, men det foreligger ingen utbredt, uavhengig og representativ overvåking. Total poengsum anslås til 3 (Fig. 79).

Søppeltetthet i vekt (totalvekt på alle gjenstander over gitt minstemål, f.eks. 2,5 cm, standardisert etter areal ryddet og muligens også innsats i form av tidsbruk) gjenspeiler også den helhetlige søppelsituasjonen på lik linje med tetthet i antall, men på en annen måte. Vekt egner seg ikke nødvendigvis som en indikator alene ettersom enkeltgjenstander kan ha stort utslag på målinger og derfor negativt påvirke nøyaktighet og presisjon (Smith and Turrell, 2021), men sett i sammenheng med tetthet i antall komplementerer disse to indikatorene hverandre. Øvrige kriterier møtes stort sett i samme grad som for tetthet i antall. Total poengsum anslås til 3 (Fig. 79).

Størrelsesfordelingen på søppelgjenstander (andel søppel innenfor forskjellige gitte kategorier i antall og vekt) gjenspeiler, sett i sammenheng med tetthet i antall og vekt, også forskjellige aspekter av den helhetlige søppelsituasjonen. Den høyere oppløsningen i et datasett som oppnås ved å også skille forskjellige størrelseskategorier gjør det lettere å dokumentere geografiske forskjeller i forsøpling, og antagelig også derfor tidsmessig variasjon. Søppelets størrelsesfordeling kan også bidra til å planlegge og prioritere oppryddingstiltak, og overvåking av dette kan bidra til forståelse av trender i søppeltetthet. Det foreligger derfor en vitenskapelig basis for å overvåke størrelsessammensetning. Størrelsesfordelingen har en viss økosystemrelevans i at det er større sjanse for at mindre plastbiter blir spist av for eksempel sjøfugl (kun biter som passer i svelget kan spises) (Roman et al., 2020b). Samtidig er det mange større gjenstander, som for eksempel nett, som utgjør en stor fare for at dyr setter seg fast i dem (Butterworth, 2016; Roman et al., 2020b),

og det foreligger ikke et klart forhold mellom risiko og forskjellige størrelseskategorier. Reaksjonsevnen for størrelsessammensetning er ukjent, og det samme gjelder varslingspotensialet. Det er muligheter for målsetting i forhold til ratio mellom forskjellige størrelseskategorier, men ettersom det er uklart hva som er optimalt eller ønskelig krever dette noe konsept- og metodeutvikling. Dersom det foreligger klare retningslinjer for hva de forskjellige størrelseskategoriene er og hvordan dette evalueres, er det mulig å oppnå relativt nøyaktige og presise målinger. Repeterbarhet er ikke kvantifisert, men kvalitative erfaringer fra feltarbeid under prosjekt Kvantestprang tilsier at den er relativt høy. Å klassifisere gjenstander i størrelseskategorier er noe tidkrevende, spesielt dersom dette skal gjøres med høy nøyaktighet. Det er også uvisst hvor vidt dette kan tas opp av folkeforskningen eller profesjonelle ryddeaktører ettersom det er relativt tidkrevende og langtekkelig. Det er derfor nok ikke den mest kostnadseffektive indikatoren. Det er ingen pågående datainnsamling som registrerer andelen gjenstander (eller vekt) i forskjellige størrelseskategorier. Total poengsum anslås til 2 for denne indikatoren alene (Fig. 79), men vil øke dersom tetthet i antall og vekt, samt størrelsessammensetning ses i helhet som én indikator.

| | Antall søppelbiter per 100 m | Totalvekt per 100 m | Sammensetning størrelse | Utløpsdato og språk på drikkeflasker | Utløpsdato og språk på matemballasje | Produksjonsdato på ojekanner | Antall tau per 100 m og andel avkapp | Antall nett per 100 m | Antall poser/Plastfilm per 100 m | Antall SUP per 100 m |
|-------------------------|------------------------------|---------------------|-------------------------|--------------------------------------|--------------------------------------|------------------------------|--------------------------------------|-----------------------|----------------------------------|----------------------|
| Vitenskapelig basis | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | | 1 |
| Økosystemrelevans | 1 | 1 | | | | | 1 | 1 | 1 | 1 |
| Reaksjonsevne | | | | 1 | 1 | | | | 1 | |
| Målsetting mulig | 1 | 1 | | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 |
| Varslingspotensiale | | | | | | | | | | |
| Nøyaktige målinger | | | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | | |
| Kostnadseffektivitet | | | | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 |
| Pågående datainnsamling | | | | | | | | 1 | 1 | 1 |
| Poengsum | 3 | 3 | 2 | 5 | 5 | 4 | 5 | 6 | 5 | 5 |

Figur 79: Oppsummering av oppnådd poengsum for de åtte kvalitetskriteriene for hver av de foreslåtte indikatorene.

Utløpsdato og språk på drikkeflasker kan gi nyttig informasjon opp mot kildeopsporing og avdekking av hvor vidt søppel fra ukjente kilder stammer fra land-baserte kilder eller maritim aktivitet dersom resultater analyseres i sammenheng med havstrømsmodellering og forbrukeranalyser (Ryan, 2020; Ryan et al., 2019). Det foreligger derfor en vitenskapelig basis for å overvåke dette. En eventuell indikator vil måtte bestå av flere metrikker: (1) aldersfordeling, (2) språkfordeling, (3) tetthet (eller ryddeeffektivitet) av forskjellige aldersklasser, og (4) tetthet (eller ryddeeffektivitet) av forskjellige språk og derfor antatt nasjonalitet.

Økosystemrelevansen er relativt lav. Selve plastflaskene har ukjent miljøskadepotensiale med unntak av formering av sekundær mikroplast; det er relativt liten fare for at dyr setter seg fast i eller spiser dem. Holdbarheten på drikkeflasker er gjennomsnittlig ett år for vannflasker og 6 måneder for andre drikkeflasker (Ryan, 2020). Dette betyr at den leste datoen sannsynligvis er ganske tett opp mot utslippsdatoen, noe som antyder at reaksjonsevnen er relativt god, i hvert fall for tetthet og alderssammensetning. Gitt at flasker kan være i sirkulasjon i lengre perioder er det ukjent hvor høy reaksjonsevnen er på språk. Samtidig er ofte språk trykket på merkelapper som mistes, og tekst trykket direkte på flaskene som kan falme over tid, noe som med høy sannsynlighet gjør det vanskeligere å nasjonalitetsbestemme eldre flasker. Dette øker sannsynligvis reaksjonsevnen for nasjonalitetsbestemmelse. Det er mulig å sette mål knyttet til for eksempel tetthet og andel nye flasker (yngre enn en gitt dato) og andel eller tetthet av norske flasker. Terskelverdier for varsling er ukjent. Det kan være mulig å se an tidsmessige trender (f.eks. øker tettheten av nye flasker?), men gitt stor romlig og tidsmessig variasjon i tetthet og sammensetning av strandsøppel vil det nok være en viss forsinkelse før en eventuell trend kan detekteres. Ettersom holdbarheten på drikkeflasker er relativt kort anses nøyaktigheten for aldersbestemmelse som relativt god. Språk er også lett gjenkjennelig, spesielt med verktøy som Google Translate. Repeterbarhet er ikke testet, men antas å være god på grunn av dette. Dette er også årsaken til at det konkret foreslås å registrere utløpsdato og språk, og ikke alder og nasjonalitet, ettersom det er mer konkret og har vesentlig høyere repeterbarhet enn dersom forskjellige metoder benyttes som krever mye erfaring og hvor det er stort potensiale for observatørbias (Falk-Andersson et al., 2021). Flasker er stort sett lette å oppdage i terrenget og anses derfor ikke som spesielt tidkrevende å rydde. Ettersom målene også er svært konkrete vil dette være data som kan samles inn av folkeforskere og profesjonelle ryddere. Det antas derfor å være en kostnadseffektiv indikator. Data på antall ryddet, og nasjonalitet (norsk/ ikke norsk/ ukjent) registreres i Rydde, men det er ikke spesifisert metode for å bestemme dette og er ikke mulig å notere forskjellige språk og heller ikke alder. Det å kun skille mellom norsk og utenlandsk gir også begrenset informasjon om søppelets opprinnelse. Total poengsum anslås til 5 (Fig. 79).

Utløpsdato og språk på matemballasje kan antagelig gi nyttig informasjon opp mot kildeprosporing og avdekking av hvor vidt søppel fra ukjente kilder stammer fra land-baserte kilder på lik linje som drikkeflasker dersom resultater analyseres i sammenheng med havstrømsmodellering og forbrukeranalyser. Det foreligger derfor en vitenskapelig basis for denne indikatoren. Øvrige kriterier oppfylles stort sett i samme grad som for drikkeflasker. Holdbarheten kan være noe kortere (typisk 2-12 måneder) og dersom emballasjen består av mykplast vil den være mindre bestandig i miljøet, noe som betyr at høy tetthet med høy sannsynlighet tilsier store relativt ferske utslipp. Det er per i dag ingen mulighet for å registrere utløpsdato eller språk i Rydde og det pågår ingen rutinemessig datainnsamling. Total poengsum anslås til 5 (Fig. 79).

Produksjonsdato på oljekanner vil kunne gi aldersinformasjon for en søppelfraksjon fra i stor grad maritime kilder. Oljekanner ble ikke ansett som maritimt søppel i prosjekt Kvantestrang ettersom oljekanner også kan stamme fra for eksempel jordbruk eller ymse annen landbasert kommersiell virksomhet. Samtidig er det høyst sannsynlig at en viss andel stammer fra fiskefartøy og annen maritim aktivitet. Samtidig er det få andre maritime gjenstander som er relativt enkle å aldersbestemme. Det foreligger derfor en vitenskapelig basis for å overvåke alder på oljekanner, men det burde gjennomføres en studie for å kartlegge sannsynlige kilder og deres relative bidrag i forskjellige regioner. Økosystemrelevansen anses som lav. Selve oljekannen (uten forbehold om innhold) har ukjent miljøskadepotensiale med unntak av formering av sekundær mikroplast. Det er liten fare for at dyr setter seg fast i eller spiser dem. Reaksjonsevnen er sannsynligvis moderat. Produksjonsdato daterer gjenstander bakover i tid og brukstiden for oljekanner er ukjent, men antas å kunne være lang i noen tilfeller. Dette bør undersøkes videre. Oljekanner er heller ikke blant de vanligste gjenstandene, og det er ikke mulig å datere alle oljekanner. Det antas derfor at det vil kreve relativt høy innsats for å samle inn tilstrekkelige data. Målsetting er mulig i forhold til for eksempel nyeste produksjonsdato til stede i miljøet eller tetthet av oljekanner under en viss alder. Varslingspotensialet er ukjent. Produksjonsdato er enkelt å lese og synlig på en høy andel oljekanner. Repeterbarheten antas derfor å være høy selv om dette ikke er kvantifisert. Samtidig oppgir produksjonsdato den lengste mulige tiden en gjenstand kan ha vært i miljøet og det er usikkert når en oljekanne havnet på avveie. Nøyaktighet og presisjon antas derfor ikke å være moderat. Produksjonsdato er enkelt å lese med minimal opplæring og kan derfor sannsynligvis innlemmes i

folkeforskning eller i hvert fall datafangst fra profesjonelle ryddeaktører. Dette gjør at kostnadseffektiviteten er høy. Det foregår ingen regelmessig datainnsamling på denne indikatoren per i dag. Total poengsum anslås til 4 (Fig. 79).

Tetthet (i antall) tau og andel avkapp vil kunne gi informasjon om trender i en svært vanlig søppelgjenstand fra maritime kilder, samt indikere status på avfallshåndteringsrutiner under blant annet fiskeri og havbruk. Det foreligger derfor en vitenskapelig basis for denne indikatoren. Økosystemrelevansen er høy ettersom lengre tau utgjør en fare for sjøpattedyr, spesielt seler, som kan vikle seg inn i dem (Butterworth, 2016; Roman et al., 2020b), og mindre taustumper, inkludert avkapp, utgjør en fare for at dyr, som for eksempel polarrev i strandsonen, spiser dem (Collard and Ask, 2021) eller sjøfugl bruker dem som redemateriale (Garcia-Cegarra et al., 2020). Reaksjonsevnen er ukjent ettersom det vanskelig å aldersbestemme tau med nåværende metoder, og det antas også at tau er relativt bestandige i miljøet selv om de sakte flises opp og avgir sekundær mikroplast. Det har blitt estimert at tauverk mister mellom 0,4 % og 1 % av sin masse gjennom fragmentering til mikroplast hver måned (Welden and Cowie, 2017). Dersom en for eksempel tar utgangspunkt i de 345 tauene analysert under Dypdykk i Møre og Romsdal, som hadde en gjennomsnittsvekt på 65 gram hver, antyder dette at tilsvarende tau kan bestå i miljøet (gitt i minkende størrelse) i 50 - 100 år. Det er mulig å sette mål angående tidsmessige trender i både tetthet av tau og andel avkapp, men varslingspotensialet er ukjent ettersom terskelverdier for miljøpåvirkning er ukjent, reaksjonsevnen er ukjent og muligens lav, og variasjonen er høy. Tau er lette å identifisere og over en viss minimumsstørrelse lette å rydde og telle. Det antas derfor at det er mulig å oppnå relativt høy nøyaktighet, presisjon og repeterbarhet for tetthet. Avkapp er også lette å identifisere med noe opplæring. Overvåking av tetthet er kostnadseffektivt ettersom det kan gjennomføres av frivillige og profesjonelle ryddere. Identifisering av avkapp krever noe opplæring, men kan gjerne tas opp av profesjonelle ryddere. Det samles inn data på tetthet av tau i Rydde, men ikke avkapp. Det bør vurderes hvor vidt tau bør klassifiseres etter lengde og ikke bare tykkelse som under OSPAR; lengde er et potensielt nyttigere hjelpemiddel i forhold til å for eksempel identifisere avkapp fra bøting av trål. Total poengsum anslås til 5 (Fig. 79).

Tetthet av nett (antall biter av trålnett og garn, standardisert etter areal ryddet og muligens også innsats i form av tidsbruk) vil kunne være en indikator på utslipp av fiskeriredskap, som det er antatt at det mistes eller dumpes store mengder av langs norskekysten (Deshpande et al., 2020), og det foreligger derfor en vitenskapelig basis for overvåking av dette. Det er også mulig å notere hvor vidt nett er avkapp eller ikke (har rene kuttflater). Samtidig er ikke nett blant de vanligste gjenstandene funnet på strender, og dette svekker basisen noe for dette som en indikator brukt på strandsøppel (derimot svært aktuell på havbunn). Økosystemrelevansen er høy ettersom nett utgjør en stor fare for spesielt sjøpattedyr og sjøfugl som kan sette seg fast i det (Butterworth, 2016; Costa et al., 2020; Roman et al., 2020b; Stelfox et al., 2016). Større eller intakte deler av for eksempel garn kan også utgjøre en fare i forhold til spøkelsesfiske (Humborstad et al., 2003; Santos et al., 2003; Tschernij and Larsson, 2003). For reaksjonsevne, målsetningspotensiale, varslingspotensiale og kostnads-effektivitet foreligger samme forutsetninger som for tetthet av tau. Frivillige samler allerede inn data på antall nett registrert under rydding, så datainnsamling er derfor pågående. Total poengsum anslås til 6 (Fig. 79).

Tetthet av plastposer og -film (antall standardisert etter areal ryddet og muligens også innsats i form av tidsbruk) som en indikator dekker ikke de mest vanlige gjenstandene langs norskekysten. I tillegg er det mange typer plastposer og -film som kan stamme fra en rekke forskjellige kilder. Den vitenskapelige basisen for indikatoren er derfor ikke veldig sterk. Samtidig er økosystemrelevansen høy ettersom dette er blant det farligste søppelet for havpattedyr hvor inntak kan føre til store fordøyelsesproblemer, andre helseplager og død (Roman et al., 2020b). Sjøfugl kan også ta inn slik mykplast i redemateriale (Garcia-Cegarra et al., 2020). Reaksjonsevnen er antageligvis relativt høy gitt at plastposer og -film relativt raskt blir begrodd og synker eller fragmenteres; tilstedeværelse av mykplast regnes derfor stort sett som relativt ferske utslipp (Arcangeli et al., 2018; Fazey and Ryan, 2016). Målsetting er mulig i forhold til synkende tidsmessige trender eller eventuelt terskelverdier (selv om økologiske relevante verdier er ukjent). Varslingspotensialet er ukjent ettersom

variasjon ikke er direkte kvantifisert enda og grenseverdier med økologisk basis er ukjent. Nøyaktighet, presisjon og repeterbarhet er noe usikre gitt at disse gjenstandene generelt sett ikke er blant de vanligste strandsøppelgjenstandene, mindre biter kan være vanskeligere å få øye på og gjenstander går relativt fort i oppløsning og det kan være vanskelig å fastsette antall. Kostnadseffektiviteten er nok relativt høy ettersom dette er data som er mulig å samle inn ved hjelp av frivillige og profesjonelle ryddeaktører. Det samles allerede inn data i Rydde på handleposer (plast), søppelsekker (plast), småposer og fruktposer (plast), papirposer, presenning og plastduker. Total poengsum anslås til 5 (Fig. 79).

Tetthet av forskjellige gjenstander som omfattes av EUs engangsplastdirektiv (antall av hver av de 10 gjenstandskategoriene omfattet av direktivet standardisert etter areal ryddet og muligens også innsats i form av tidsbruk) er en mulig indikator opp mot effektmåling av tiltak til reduksjon under dette direktivet. Gjenstander som omfattes av SUP-direktivet (kort for «single-use plastics» eller engangsplast) er: (1) bomullspinner (Q-tips), (2) rørepinner, engangsbestikk og -tallerkener i plast, (3) ballonger og ballongfester/-stenger, (4) take-away matemballasje, (5) take-away drikkekoppper, (6) plastdrikke-flasker, (7) sigarettneiper, (8) plastposer, (9) chipsposer og sjokolade-/snacksemballasje, og (10) våtservietter, tamponger og bind²⁶. Gitt lovverket rundt disse gjenstandene foreligger det en vitenskapelig bakgrunn for å overvåke dem for å måle hvor vidt mengder i miljøet faktisk går ned over tid. Samtidig er det kun drikkeflasker som er spesielt vanlige langs norskekysten. Chipsposer og sjokolade-/snopepapir inngår i matemballasje, men det er ukjent hvor stor andel de utgjør. Utover dette er få av disse gjenstandene spesielt vanlige på norske strender med unntak av i Indre Oslofjord hvor for eksempel bomullspinner når opp på listen over vanligste gjenstander (dog ikke øverst). De ti forskjellige kategoriene kan også ha forskjellige kilder og transportveier fra direkte forsøpling på strand, elve- eller vindtransport fra land, eller direkte utslipp fra fartøy. Verdien for å overvåke disse gjenstandene samlet varierer nok regionalt langs kysten. Økosystemrelevansen av de ti gjenstandskategoriene samlet er ukjent. Noen gjenstander, som ballonger og plastposer har svært høyt skadepotensiale og sannsynlighet for dødelighet ved inntak, mens det foreligger få tegn på at for eksempel plastflasker har like stort skadepotensiale (Roman et al., 2020b). Reaksjonsevnen er ukjent ettersom direktivet dekker en rekke svært forskjellige gjenstander med varierende karakteristikk; det samme gjelder varslingspotensialet. Målsetting er mulig i forhold til synkende tidsmessige trender eller for eksempel en nullvisjon. Repeterbarheten er sannsynligvis relativt høy gitt at alle kategoriene dekker gjenstander som er relativt lett gjenkjennelige, men det kan fortsatt oppstå observatørbias for spesielt små gjenstander eller deler (for eksempel biter av emballasje, ballonger). Nøyaktighet og presisjon er ukjent gitt lav forekomst av enkelte av kategoriene og svært forskjellige gjenstandstyper. Overvåking kan være kostnadseffektiv i samarbeid med frivillige og profesjonelle ryddeaktører. Det registreres allerede data på disse kategoriene i Rydde, men ikke alle gjenstandene er ordrett kategorisert fra direktivet og noen endringer på muligens gjøres. Total poengsum anslås til 5 (Fig. 79). En bør også vurdere hvor vidt det er aktuelt å overvåke erstatningsprodukter til gjeldene engangsplast.

I oppsummering er rammeverket foreslått av Quierós et al. (2016) et nyttig verktøy for å evaluere og sammenligne mulige indikatorer. Samme rammeverk kan benyttes på lik linje for indikatorer knyttet til søppel på havbunnen, i overflaten og vannmassene, og i biota. Samtidig bør en også se indikatorer i sammenheng med hverandre og ikke bare som individuelle indikatorer; det samlede settet med indikatorer blir da vesentlig for valgprosessen (Niemeijer and de Groot, 2008). Valg av marin forsøpling indikatorer bør derfor velges ikke bare basert på deres individuelle verdi, men også basert på hvor vidt forskjellige indikatorer bidrar til helhetlig kunnskap knyttet til både forskjellige søppelkilder og transportveier, og til forskjellige miljøer og økosystem.

4.5.3 Praktisk gjennomføring og studiedesign

Utvidet basisovervåking av marin forsøpling foreslås å bygge på Miljødirektoratets ansvar for å hvert fjerde år rapportere på tetthet av plastforsøpling opp mot FNs bærekraftsmål 14.1. Indikatorer med fokus på forsøplingsstatus generelt er aktuelle for en slik overvåking, som for eksempel total søppeltetthet i antall og vekt, samt størrelsessammensetning. Lokal og regional forvaltning indikerer at en slik måling vil være verdifull

²⁶ Se EUs faktside (https://ec.europa.eu/environment/topics/plastics/single-use-plastics_en) for detaljer.

også med lokal og regional oppløsning, ifølge den spørreundersøkelse som gjorts i dette prosjektet. Her vil geografisk representativitet være viktig å vurdere, liksom sammenlignbarhet mellom områder og over tid. Dette for å følge opp effekt og behov for rydding, og for å følge opp generell forekomst av marin forsøpling i ulike deler av Norge. En høyere geografisk oppløsning enn norskysten som helhet anbefales også på det sterkeste gitt de store geografiske forskjellene dokumentert i Kvantestprang. Rapporteringen foreslås integreres på «Miljøstatus» som driftes av Miljødirektoratet.

Slik basisovervåking av totale søppelmengder vil ikke være gjennomførbart med folkeforskning alene, men folkeforskning vil kunne benyttes for å øke replikasjonen i samkjør med profesjonell overvåking hvor lokasjonsvalg er tatt sannsynlighetsmessig. Data knyttet opp mot ryddeaksjoner alene er ikke sannsynlighetsmessige og vil derfor ha store skjevheter som påvirker estimat av både tetthet og tidsmessige trender (Weiser et al., 2020). Det er mulig å øke datamengden lagt til grunn ved sannsynlighetsmessige lokasjonsvalg med folkeforskningsdata (eller andre ryddedata) dersom det håndteres korrekt i analyser, men dette minsker ikke kravet for datamengde og replikasjon for den sannsynlighetsmessige delen av overvåkingen og det er ikke nødvendigvis hensiktsmessig (Weiser et al., 2020). Dersom folkeforskning eller andre ryddedata skal delvis legges til grunn for slik basisovervåking vil dette kreve videre statistisk modellering og datasimuleringer for å fastslå beste måten å integrere disse dataene uten å introdusere skjevheter og svekke måleevnen. Det vil uansett kreve en større sannsynlighetsbasert innsats, noe som er resurskrevende, spesielt gitt stor romlig og tidsmessig variasjon i søppeltetthet som fører til høye krav til replikasjon. Det bør også gjennomføres valideringsstudier for å direkte sammenligne de to datakildene.

For basisovervåking diskuteres kun søppeltetthet som en indikator gitt at det er dette som bes rapportert av EU og FN, men det bør diskuteres hvor vidt det er hensiktsmessig å utvide disse indikatorene til å også måle tilførsel av søppel. Eller med andre ord, å standardisere for tid siden forrige rydding eller registrering, og ikke bare standardisere for areal eller lengde kyststripe. Dette vil ha potensiale for å ha høyere reaksjonsevne enn tetthet alene, og også kunne være mer kostnadseffektivt ettersom det kanskje kan benyttes folkeforskningsdata gjennom adopter-en-strand.

For tiltaksovervåking kan øket fokus på forekomst og sammensetning av plastforsøpling i sårbare områder være aktuelt. I tillegg bør påvirkning på biota overvåkes. Indikatorer som relaterer til spesifikke kilder, som for eksempel tetthet av nett, eller tiltak, som gjenstander innunder EUs engangsplastdirektiv, er aktuelle indikatorer innenfor et tiltaksovervåkingsrammeverk. Nasjonale retningslinjer å velge og overvåke av områder bør foreslås utvikles og formidles til statsforvalterne. Denne overvåkingen i utvalgte områder bør samordnes med eksisterende forvaltningsprogrammer for verneområder. Potensiell datafangst kan muligens gjennomføres på linje med det grove forslaget fra Senter for oljevern og marint miljø (fra 2021) om å analysere strandsøppel fra Rydd Norge etter innsamling. Men indikatorer som måler tetthet antas å bli påvirket av mangelen på sannsynlighetmessig lokasjonsvalg på lik linje med total søppeltetthet. Statistiske løsninger på dette vil kreves utredet dersom indikatorene skal overvåkes i sammenheng med ryddeaksjoner (både profesjonelle og frivillige). Det er mulig at profesjonell rydding gir noe mindre skjeve data enn folkeforskning ettersom en svært stor andel av kysten dekkes under ryddeoperasjoner.

Selv i områder hvor hele kysten dekkes, vil det være store variasjoner i blant annet areal ryddet per registrering, og andre mulige kilder til variasjon i datasettet. Egnetheten til datafangst til profesjonell rydding må derfor også utredes videre dersom et robust overvåkingsprogram skal utvikles. Som støtte for regional forvaltning bør nasjonale retningslinjer utvikles for utforming av tiltaksprogrammer tilpasset forskjellige regioner med ulike forutsetninger og behov. En støttepakke for regional forvaltning bør budsjetteres og fordeles ut fra resultater i tiltaksovervåkingen.

Ut fra funn i basisovervåking og tiltaksovervåking vil problemkartlegging kunne iverksettes på utvalgte områder da det finnes indikasjon på identifiserbare kilder til marin forsøpling. F.eks. hvis det er bestandig preg av enkelte gjenstandstyper fra nærliggende industri. I et slikt tilfelle vil et tiltapasset dypdykk som inkluderer berørte interessenter bidra til å finne forebyggende tiltak. Indikatorene språk og utløpsdato på drikkeflasker og matemballasje er aktuelle å gjennomføre innen et problemkartleggingsrammeverk gitt at disse indikatorene kan, analysert sammen med tilleggsanalyser som havstrømsmodellering og forbrukerkartlegging, brukes til å

skille maritime og land-baserte kilder til disse relativt vanlige søppelgjenstandene som kan stamme fra en rekke forskjellige utslippspunkt (Ryan, 2020; Ryan et al., 2019). En slik utvidet problemkartlegging vil kunne gi føringer i forhold til tiltak hvis effektivitet senere kan evalueres under tiltaksovervåking av samme indikatorer. Indikatorer som måler sammensetning og ikke tetthet vil sannsynligvis være mindre påvirket av mangelen på sannsynlighetsmessig lokasjonsvalg ved datainnsamling knyttet til rydding enn indikatorer rettet mot måling av tetthet. Det antas derfor at det er lettere å gjennomføre slik problemkartlegging ved hjelp av frivillige og profesjonelle ryddeaktører. Oppfølgende tiltaksovervåking vil derimot ha samme svakheter igjen dersom indikatoren som skal overvåkes nå knyttes til tetthet, for eksempel av gjenstander under en viss alder eller av en viss nasjonalitet (språk).

Det anses som hensiktsmessig å etablere en arbeidsgruppe og serie med workshops med aktuelle aktører (f.eks. Miljødirektoratet, MARFO, regionale forvaltningsorgan, frivillige og profesjonelle ryddeaktører, og forskere) for å videreutvikle et nasjonalt rammeverk for overvåking med regional oppløsning hvor forskjellige praktiske løsninger utforskes gjennom blant annet datasimuleringer, erfaringsutveksling og opplevde behov. Spørsmål som behøves besvart inkluderer:

- Hvordan skal regioner defineres? Norskekysten er for lang med store romlige variasjoner til at det gir videre mening å overvåke kun på et samlet nasjonalt nivå. En form for regional oppløsning må tas inn i overvåking og analyser. Samtidig kan regioner defineres etter ulike kriterier, som for eksempel knyttet til skala av romlig variasjon i datasettet, antatte oseanografiske skiller, eller administrative enheter (f.eks. fylker).
- Hvordan skal overvåkingsprogram forholde seg til sesongvariasjoner og annen tidsmessig variasjon? Det må utredes hvor ofte og innen hvilke tidsrom datainnsamling skal skje (det er for eksempel sjeldent at norske OSPAR-streder registreres de påkrevde fire gangene årlig grunnet utfordringer knyttet til vinterrydding), samt hvor vidt akkumuleringsrater og -tid skal redegjøres for i både datainnsamling og analyser.
- Hvor høy replikasjon er nødvendig nasjonalt og regionalt? Prosjekt Kvantestprang har tydeliggjort behov for registreringer på et høyt antall strender, men det kreves videre simulering og analyser for å fastsette den praktiske betydningen av dette sett i lys av hvor små endringer forvaltningen ønsker å ha høy sannsynlighet for å kunne måle gjennom sine overvåkingsprogrammer.
- Hvordan best utnytte folkeforskningsdata og datafangst fra profesjonell rydding for å maksimere kostnadseffektiviteten? All datafangst hvor lokasjonsvalg ikke var sannsynlighetsmessig gjennomført vil kunne ha store utfordringer knyttet til representativitet og skjevhet. Dette gjelder spesielt totalmengder, men kan også påvirke andre indikatorer. Det vil kreve ytterligere statistiske utredninger for å kvantifisere disse negative påvirkningene og hvordan best minimere dem under analyser av overvåkingsdata.
- Hva er det mest hensiktsmessige rammeverket for sannsynlighetsmessig lokasjonsvalg og praktisk gjennomføring for overvåking utover behov som kan møtes av folkeforskningen og profesjonelle ryddeaktører? Det vil kreves utredning av beste praksis for sannsynlighetsmessig lokasjonsvalg (f.eks. et såkalt Generalised Random Tessellation Stratified design; Weiser et al., 2020), samt kostnadsestimat for praktisk gjennomføring av datainnsamling og hvem den skal gjennomføres av.



Veien videre

Prosjektet Kvantestprang har gitt verdifull informasjon om mengder og kilder av marin forsøpling, og kunnskap innad og mellom de fire utvalgte fylkene som blitt studert. Samtidig har vi erfart at det å kartlegge mengde, spredning og sammensetning av marin forsøpling i tid og rom er en utfordrende oppgave. Å beskrive mengder av marin forsøpling langs norskekysten er krevende fordi det er stor variasjon i søppeltetthet mellom nærliggende strender og dermed kreves det svært mange datapunkter for å med sikkerhet kunne beregne mengder i et geografisk område. Kilder til utslipp kan være vanskelige å fastslå, fordi gjenstandene sjelden kan spores tilbake til forurensere. Analyser av innsamlet data krever betydelig kompetanse innen både statistikk og numerisk modellering samt ekspertkunnskap om ulike søppelgjenstander.

For å kunne overvåke endringer i marin forsøpling over tid og for å kunne måle effekten av ulike forebyggende tiltak, bør det innføres et overvåkingsprogram i Norge. Det anbefales å etablere en arbeidsgruppe med aktuelle aktører fra forskning, forvaltning og frivillig sektor for å videreutvikle et nasjonalt rammeverk for overvåking av marin forsøpling. Spørsmål som må bevarer inkluderer definisjon av overvåkingsregioner, håndtering av sesongvariasjoner og tidsmessig variasjon, replikasjon og lokasjonsvalg samt tilpasning av folkeforskningsdata. Et overvåkingsprogram bør inneholde et utvalg av indikatorer som kan gi svar på vesentlige spørsmål om endring over tid og om effekten av ulike tiltak. Evaluering av mulige indikatorer bør gjennomføres systematisk og bør velges ikke bare basert på deres individuelle verdi, men også på hvorvidt de valgte indikatorene samlet bidrar til helhetlig kunnskap knyttet til både forskjellige søppelkilder og transportveier og til ulike miljøer og økosystemer. Arbeidet som er gjort i prosjekt Kvantestprang er et solid fundament for å kunne ta stilling til hvordan et overvåkingsprogram kan designes.

Referanser

- Akaike, H., 1974. A new look at the statistical model identification. *IEEE Trans. Automat. Contr.* 19, 716–723. <https://doi.org/10.1109/TAC.1974.1100705>
- Ambrose, K.K., Box, C., Boxall, J., Brooks, A., Eriksen, M., Fabres, J., Fylakis, G., Walker, T.R., 2019. Spatial trends and drivers of marine debris accumulation on shorelines in South Eleuthera, The Bahamas using citizen science. *Marine Pollution Bulletin* 142, 145–154. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2019.03.036>
- Arcangeli, A., Campana, I., Angeletti, D., Atzori, F., Azzolini, M., Carosso, L., Di Miccoli, V., Giacoletti, A., Gregorietti, M., Luperini, C., Paraboschi, M., Pellegrino, G., Ramazio, M., Sarà, G., Crosti, R., 2018. Amount, composition, and spatial distribution of floating macro litter along fixed trans-border transects in the Mediterranean basin. *Marine Pollution Bulletin* 129, 545–554. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2017.10.028>
- Baak, J.E., Linnebjerg, J.F., Barry, T., Gavrilov, M.V., Mallory, M.L., Price, C., Provencher, J.F., 2020. Plastic ingestion by seabirds in the circumpolar Arctic: a review. *Environ. Rev.* 28, 506–516. <https://doi.org/10.1139/er-2020-0029>
- Baalsrud, K., Magnussen, J., 2002. Indre Oslofjord: natur og miljø. Fagrådet for Indre Oslofjord, Oslo, Norway.
- Bastesen, E., Haave, M., Andersen, G.L., Velle, G., Bødtker, G., Krafft, C.G., 2021. Rapid Landscape Changes in Plastic Bays Along the Norwegian Coastline. *Front. Mar. Sci.* 8, 579913. <https://doi.org/10.3389/fmars.2021.579913>
- Bedward, M., Eppstein, D., Menzel, P., 2020. packcircles: Circle packing.
- Blickley, L.C., Currie, J.J., Kaufman, G.D., 2016. Trends and drivers of debris accumulation on Maui shorelines: Implications for local mitigation strategies. *Marine Pollution Bulletin* 105, 292–298. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2016.02.007>
- Bowman, D., Manor-Samsonov, N., Golik, A., 1998. Dynamics of Litter Pollution on Israeli Mediterranean Beaches: a Budgetary, Litter Flux Approach. *Journal of Coastal Research* 14, 418–432.
- Bråte, I.L.N., Eidsvoll, D.P., Steindal, C.C., Thomas, K.V., 2016. Plastic ingestion by Atlantic cod (*Gadus morhua*) from the Norwegian coast. *Marine Pollution Bulletin* 112, 105–110. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2016.08.034>
- Brennan, E., Wilcox, C., Hardesty, B.D., 2018. Connecting flux, deposition and resuspension in coastal debris surveys. *Science of The Total Environment* 644, 1019–1026. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.06.352>
- Bronaugh, D., Werner, A., 2019. zyp: Zhang + Yue-Pilon trends package.
- Brooks, M., E., Kristensen, K., Benthem, K., J., van, Magnusson, A., Berg, C., W., Nielsen, A., Skaug, H., J., Mächler, M., Bolker, B., M., 2017. glimmTMB Balances Speed and Flexibility Among Packages for Zero-inflated Generalized Linear Mixed Modeling. *The R Journal* 9, 378. <https://doi.org/10.32614/RJ-2017-066>
- Brown, E.D., Williams, B.K., 2019. The potential for citizen science to produce reliable and useful information in ecology. *Conservation Biology* 33, 561–569. <https://doi.org/10.1111/cobi.13223>
- Buhl-Mortensen, L., Buhl-Mortensen, P., 2017. Marine litter in the Nordic Seas: Distribution composition and abundance. *Marine Pollution Bulletin* 125, 260–270. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2017.08.048>
- Butterworth, A., 2016. A Review of the Welfare Impact on Pinnipeds of Plastic Marine Debris. *Front. Mar. Sci.* 3. <https://doi.org/10.3389/fmars.2016.00149>
- Cardinale, M., Svedäng, H., Bartolino, V., Maiorano, L., Casini, M., Linderholm, H., 2012. Spatial and temporal depletion of haddock and pollack during the last century in the Kattegat-Skagerrak: Regional depletion of marine fish. *Journal of Applied Ichthyology* 28, 200–208. <https://doi.org/10.1111/j.1439-0426.2012.01937.x>
- Chamas, A., Moon, H., Zheng, J., Qiu, Y., Tabassum, T., Jang, J.H., Abu-Omar, M., Scott, S.L., Suh, S., 2020. Degradation Rates of Plastics in the Environment. *ACS Sustainable Chem. Eng.* 8, 3494–3511. <https://doi.org/10.1021/acssuschemeng.9b06635>
- Chen, H., Wang, S., Guo, H., Lin, H., Zhang, Y., 2020. A nationwide assessment of litter on China's beaches using citizen science data. *Environmental Pollution* 258, 113756. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2019.113756>
- Chenillat, F., Huck, T., Maes, C., Grima, N., Blanke, B., 2021. Fate of floating plastic debris released along the coasts in a global ocean model. *Marine Pollution Bulletin* 165, 112116. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2021.112116>
- Chiu, C.-C., Liao, C.-P., Kuo, T.-C., Huang, H.-W., 2020. Using citizen science to investigate the spatial-temporal distribution of floating marine litter in the waters around Taiwan. *Marine Pollution Bulletin* 157, 111301. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2020.111301>
- Collard, F., Ask, A., 2021. Plastic ingestion by Arctic fauna: A review. *Science of The Total Environment* 786, 147462. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.147462>
- Córdova, M., Pinto, A., Hellevik, C.C., Alaliyat, S.A.-A., Hameed, I.A., Pedrini, H., Torres, R. da S., 2022. Litter Detection with Deep Learning: A Comparative Study. *Sensors* 22, 548. <https://doi.org/10.3390/s22020548>
- Costa, R.A., Sá, S., Pereira, A.T., Ângelo, A.R., Vaqueiro, J., Ferreira, M., Eira, C., 2020. Prevalence of entanglements of seabirds in marine debris in the central Portuguese coast. *Marine Pollution Bulletin* 161, 111746. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2020.111746>
- Critchell, K., Lambrechts, J., 2016. Modelling accumulation of marine plastics in the coastal zone; what are the dominant physical processes? *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 171, 111–122. <https://doi.org/10.1016/j.ecss.2016.01.036>
- Cyvin, J.B., Ervik, H., Kveberg, A.A., Hellevik, C., 2021. Macroplastic in soil and peat. A case study from the remote islands of Mausund and Froan landscape conservation area, Norway; implications for coastal cleanups and biodiversity. *Science of The Total Environment* 787, 147547. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.147547>
- Dale, M.R.T., Fortin, M.-J., 2002. Spatial autocorrelation and statistical tests in ecology. *Écoscience* 9, 162–167. <https://doi.org/10.1080/11956860.2002.11682702>
- Davison, A.C., Hinkley, D.V., 1997. Bootstrap methods and their applications. Cambridge University Press, Cambridge, UK.
- de Araújo, M.C.B., Santos, P.J.P., Costa, M.F., 2006. Ideal width of transects for monitoring source-related categories of plastics on beaches. *Marine Pollution Bulletin* 52, 957–961. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2006.04.008>
- Deloitte, 2019. The Price Tag of Plastic Pollution: An Economic Assessment. Deloitte.
- Deshpande, P.C., Philis, G., Brattebø, H., Fet, A.M., 2020. Using Material Flow Analysis (MFA) to generate the evidence on plastic waste management from commercial fishing gears in Norway. *Resources, Conservation & Recycling: X* 5, 100024. <https://doi.org/10.1016/j.rcrx.2019.100024>
- Drægni, T., Falk-Andersson, J., 2019. Strandsøppel Dypdykk Oslofjorden (No. 1032). SALT Report. SALT Lofoten AS.
- Drægni, T.T., Falk-Andersson, J., 2019. Strandsøppel Dypdykk Indre og Ytre Oslofjord (Beach litter deep dives in the Oslo fjord). (SALT rapport No. 1032). SALT Lofoten AS, Oslo.

- Earll, R.C., Williams, A.T., Simmons, S.L., Tudor, D.T., 2000. Aquatic litter, management and prevention—the role of measurement. *J Coast Conserv* 6, 67–78. <https://doi.org/10.1007/BF02730470>
- Engler, R.E., 2012. The Complex Interaction between Marine Debris and Toxic Chemicals in the Ocean. *Environ. Sci. Technol.* 46, 12302–12315. <https://doi.org/10.1021/es3027105>
- Eriksson, C., Burton, H., Fitch, S., Schulz, M., van den Hoff, J., 2013. Daily accumulation rates of marine debris on sub-Antarctic island beaches. *Marine Pollution Bulletin* 66, 199–208. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2012.08.026>
- European Commission. Joint Research Centre. Institute for Environment and Sustainability., MSFD Technical Subgroup on Marine Litter., 2013. Guidance on monitoring of marine litter in European seas. Publications Office, LU.
- Falk-Andersson, J., 2021. Beach litter deep dives – A method for improved understanding of sources of and behaviour behind littering. *Marine Pollution Bulletin* 167, 112346. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2021.112346>
- Falk-Andersson, J., Berkhout, B.W., Abate, T.G., 2019. Citizen science for better management: Lessons learned from three Norwegian beach litter data sets. *Marine Pollution Bulletin* 138, 364–375. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2018.11.021>
- Falk-Andersson, J., Larsen Haarr, M., Havas, V., 2020a. Basic principles for development and implementation of plastic clean-up technologies: What can we learn from fisheries management? *Science of The Total Environment* 745, 141117. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.141117>
- Falk-Andersson, J., Larsen Haarr, M., Havas, V., 2020b. Basic principles for development and implementation of plastic clean-up technologies: What can we learn from fisheries management? *Science of The Total Environment* 745, 141117. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.141117>
- Falk-Andersson, J., Olaussen, E.D., Macintyre, C., 2018. Strandsøppel dyddykk for forebygging av marin forsøpling (No. 1025). SALT Lofoten AS, Tromsø, Norway.
- Falk-Andersson, J., Strietman, W.J., 2019. Svalbard Beach Litter Deep Dive (SALT Report No. 1033), SALT Report. SALT Lofoten AS.
- Falk-Andersson, J., Tairova, Z., Drægri, T., Haarr, M.L., 2021. Methods for determining the geographical origin and age of beach litter: Challenges and opportunities. *Marine Pollution Bulletin* 172. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2021.112901>
- Fazey, F.M.C., Ryan, P.G., 2016. Debris size and buoyancy influence the dispersal distance of stranded litter. *Marine Pollution Bulletin* 110, 371–377. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2016.06.039>
- Finlayson, D.P., 2006. The geomorphology of Puget Sound beaches. School of Oceanography, University of Washington, Seattle, WA.
- Forrest, A., Giacovazzi, L., Dunlop, S., Reisser, J., Tickler, D., Jamieson, A., Meeuwig, J.J., 2019. Eliminating Plastic Pollution: How a Voluntary Contribution From Industry Will Drive the Circular Plastics Economy. *Front. Mar. Sci.* 6, 627. <https://doi.org/10.3389/fmars.2019.00627>
- Fortin, M.-J., Drapeau, P., Legendre, P., 1989. Spatial autocorrelation and sampling design in plant ecology, in: Grabherr, G., Mucina, L., Dale, M.B., Ter Braak, C.J.F. (Eds.), *Progress in Theoretical Vegetation Science*. Springer Netherlands, Dordrecht, pp. 209–222. https://doi.org/10.1007/978-94-009-1934-1_18
- Fossi, M.C., Panti, C., Baini, M., Lavers, J.L., 2018. A Review of Plastic-Associated Pressures: Cetaceans of the Mediterranean Sea and Eastern Australian Shearwaters as Case Studies. *Frontiers in Marine Science* 5, 173. <https://doi.org/10.3389/fmars.2018.00173>
- Fox, J., Hong, J., 2009. Effect Displays in R for Multinomial and Proportional-Odds Logit Models: Extensions to the effects Package. *Journal of Statistical Software* 32, 1–24. <https://doi.org/10.18637/jss.v032.i01>
- Fujieda, S., Hoshika, A., Hashimoto, E., Sasakura, S., Shimizu, T., Okumura, M., 2021. Standing stock and mass balance of marine litter in the Seto Inland Sea, Japan. *Marine Pollution Bulletin* 172, 112923. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2021.112923>
- Gacutan, J., Johnston, E.L., Tait, H., Smith, W., Clark, G.F., 2022. Continental patterns in marine debris revealed by a decade of citizen science. *Science of The Total Environment* 807, 150742. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.150742>
- Gade, H.G., 1967. Oslofjorden og dens forurensningsproblemer: Del 2 Hydrografi (NIVA-rapport No. 0191 02). Norsk institutt for vannforskning.
- Galgani, F., Hanke, G., Werner, S., De Vrees, L., 2013. Marine litter within the European Marine Strategy Framework Directive. *ICES Journal of Marine Science* 70, 1055–1064. <https://doi.org/10.1093/icesjms/fst122>
- Gall, S.C., Thompson, R.C., 2015. The impact of debris on marine life. *Marine Pollution Bulletin* 92, 170–179. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2014.12.041>
- Garcia-Cegarra, A.M., Ramirez, R., Orrego, R., 2020. Red-legged cormorant uses plastic as nest material in an artificial breeding colony of Atacama Desert coast. *Marine Pollution Bulletin* 160, 111632. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2020.111632>
- GESAMP, 2019. Guidelines on the monitoring and assessment of plastic litter and microplastics in the ocean, Rep. Stud. GESAMP. MO/FAO/UNESCO-IOC/UNIDO/WMO/IAEA/UN/UNEP/UNDP/ISA Joint Group of Experts on the Scientific Aspects of Marine Environmental Protection.
- Gilman, E., 2015. Status of international monitoring and management of abandoned, lost and discarded fishing gear and ghost fishing. *Marine Policy* 60, 225–239. <https://doi.org/10.1016/j.marpol.2015.06.016>
- Goldstein, M.C., Titmus, A.J., Ford, M., 2013. Scales of Spatial Heterogeneity of Plastic Marine Debris in the Northeast Pacific Ocean. *PLoS ONE* 8, e80020. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0080020>
- González-Fernández, D., Cózar, A., Hanke, G., Viejo, J., Morales-Caselles, C., Bakiu, R., Barceló, D., Bessa, F., Bruge, A., Cabrera, M., Castro-Jiménez, J., Constant, M., Crosti, R., Galletti, Y., Kideys, A.E., Machitadze, N., Pereira de Brito, J., Pogojeva, M., Ratola, N., Rigueira, J., Rojo-Nieto, E., Savenko, O., Schöneich-Argent, R.I., Siedlewicz, G., Suaria, G., Tourgeli, M., 2021. Floating macrolitter leaked from Europe into the ocean. *Nat Sustain* 4, 474–483. <https://doi.org/10.1038/s41893-021-00722-6>
- Green, D.S., Kregting, L., Boots, B., 2021. Effects of cigarette butts on marine keystone species (*Ulva lactuca* L. and *Mytilus edulis* L.) and sediment microphytobenthos. *Marine Pollution Bulletin* 165, 112152. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2021.112152>
- Griffith, D.A., 2013. Establishing Qualitative Geographic Sample Size in the Presence of Spatial Autocorrelation. *Annals of the Association of American Geographers* 103, 1107–1122. <https://doi.org/10.1080/00045608.2013.776884>
- Griffith, D.A., 2005. Effective Geographic Sample Size in the Presence of Spatial Autocorrelation. *Annals of the Association of American Geographers* 95, 740–760. <https://doi.org/10.1111/j.1467-8306.2005.00484.x>
- Grøsvik, B.E., Prokhorova, T., Eriksen, E., Krivosheya, P., Horneland, P.A., Prozorkevich, D., 2018. Assessment of Marine Litter in the Barents Sea, a Part of the Joint Norwegian–Russian Ecosystem Survey. *Front. Mar. Sci.* 5, 72. <https://doi.org/10.3389/fmars.2018.00072>
- Haarr, M.L., Falk-Andersson, J., Fabres, J., 2022. Global marine litter research 2015–2020: Geographical and methodological trends. *Science of The Total Environment* 153162. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.153162>
- Haarr, M.L., Falk-Andersson, J., Johnsen, H.R., Bay-Larsen, I., 2019a. Marin plastforsøpling fra fiskeflåten (No. 1039), SALT Report. SALT Lofoten AS.
- Haarr, M.L., Pantalos, M., Hartviksen, M.K., Gressetvold, M., 2020. Citizen science data indicate a reduction in beach litter in the Lofoten archipelago in the Norwegian Sea. *Marine Pollution Bulletin* 153, 111000. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2020.111000>
- Haarr, M.L., Westerveld, L., Fabres, J., Iversen, K.R., Busch, K.E.T., 2019b. A novel GIS-based tool for predicting coastal litter accumulation and optimising coastal cleanup actions. *Marine Pollution Bulletin* 139, 117–126. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2018.12.025>

- Handelens Miljøfond, 2021. Det nasjonale Rydd Norge-programmet [WWW Document]. Det nasjonale Rydd Norge-programmet. URL <https://handelensmiljofond.no/rydd-norge> (accessed 11.27.21).
- Hanke, G., Walvoort, D., van Loon, W., Addamo, A.M., Brosich, A., del Mar Chaves Montero, M., Molina Jack, M.E., Vinci, M., Giorgetti, A., 2019. EU marine beach litter baselines (No. EUR 30022 EN). Publications Office of the European Union, Luxembourg.
- Hardesty, B.D., Lawson, T., van der Velde, T., Lansdell, M., Wilcox, C., 2017. Estimating quantities and sources of marine debris at a continental scale. *Front Ecol Environ* 15, 18–25. <https://doi.org/10.1002/fee.1447>
- Harris, P.T., Tamelander, J., Lyons, Y., Neo, M.L., Maes, T., 2021. Taking a mass-balance approach to assess marine plastics in the South China Sea. *Marine Pollution Bulletin* 171, 112708. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2021.112708>
- Hidalgo-Ruz, V., Thiel, M., 2015. The Contribution of Citizen Scientists to the Monitoring of Marine Litter, in: Bergmann, M., Gutow, L., Klages, M. (Eds.), *Marine Anthropogenic Litter*. Springer International Publishing, Cham, pp. 429–447. https://doi.org/10.1007/978-3-319-16510-3_16
- Hold Norge Rent, 2021. Rydderapporten 2020.
- Hold Norge Rent, 2019. Strandrydderapporten 2018.
- Hold Norge Rent, 2016. Strandrydderapporten 2016.
- Hong, S., Lee, J., Kang, D., Choi, H.-W., Ko, S.-H., 2014. Quantities, composition, and sources of beach debris in Korea from the results of nationwide monitoring. *Marine Pollution Bulletin* 84, 27–34. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2014.05.051>
- Humborstad, O.-B., Løkkeborg, S., Hareide, N.-R., Furevik, D.M., 2003. Catches of Greenland halibut (*Reinhardtius hippoglossoides*) in deepwater ghost-fishing gillnets on the Norwegian continental slope. *Fisheries Research* 64, 163–170. [https://doi.org/10.1016/S0165-7836\(03\)00215-7](https://doi.org/10.1016/S0165-7836(03)00215-7)
- Ioakeimidis, C., Fotopoulou, K.N., Karapanagioti, H.K., Geraga, M., Zeri, C., Papatheodorou, E., Galgani, F., Papatheodorou, G., 2016. The degradation potential of PET bottles in the marine environment: An ATR-FTIR based approach. *Sci Rep* 6, 23501. <https://doi.org/10.1038/srep23501>
- Iversen, A., Nyrud, T., Robertsen, R., Erraia, J., Fjose, S., 2020. Verdiskaping og ringvirkninger fra fiskeflåten i 2019. NOFIMA.
- Jacob, M., Moe, N., Falk-Andersson, J., 2021. Søppelanalyse Akerselva: TrashTrawl (SALT Report No. 1056). SALT Lofoten AS.
- Jambeck, J.R., Geyer, R., Wilcox, C., Siegler, T.R., Perryman, M., Andrady, A., Narayan, R., Law, K.L., 2015. Plastic waste inputs from land into the ocean. *Science* 347, 768–771. <https://doi.org/10.1126/science.1260352>
- Johnsen, H.R., Haarr, M.L., Roland, A.O., Johannessen, E.R., Bye-Larsen, I., Vangelsten, B.V., Nogueira, L.A., 2019. Sluttrapport HAVPLAST – Marin plast fra norsk sjømatnæring – kartlegging, kvantifisering og handling. (Final report HAVPLAST- Marine plastics from the Norwegian seafood industry- mapping, quantification and actions). (SALT rapport No. 1040).
- Johnson, S.W., Eiler, J.H., 1999. Fate of radio-tagged trawl web on an Alaskan beach. *Marine Pollution Bulletin* 38, 136–141.
- Kako, S., Isobe, A., Kataoka, T., Yufu, K., Sugizono, S., Plybon, C., Murphy, T.A., 2018. Sequential webcam monitoring and modeling of marine debris abundance. *Marine Pollution Bulletin* 132, 33–43. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2018.04.075>
- Kako, S., Isobe, A., Magome, S., 2010. Sequential monitoring of beach litter using webcams. *Marine Pollution Bulletin* 60, 775–779.
- Kassambara, A., 2019. GGPlot2 essentials for great data visualization in R, 1st ed. Dataviva, Monee, IL, USA.
- Kataoka, T., Hinata, H., Kako, S., 2012. A new technique for detecting colored macro plastic debris on beaches using webcam images and CIELUV. *Marine Pollution Bulletin* 64, 1829–1836. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2012.06.006>
- Kershaw, P.J., Turra, A., Galgani, F., 2019. Guidelines for the monitoring and assessment of plastic litter and microplastics in the ocean. GESAMP: IMO/FAO/UNESCO-IOC/UNIDO/WMO/IAEA/UN/UNEP/UNDP/ISA Joint Group of Experts on the Scientific Aspects of Marine Environmental Protection).
- Klima- og miljødepartementet, 2021. Norges kyst og havområder.
- Klima og Miljøforurensningsdirektoratet, Direktoratet for Naturforvaltning, 2010. Kunnskap om marint søppel i Norge.
- Knoph, M.B., 2021. Informasjonsutveksling med Hold Norge Rent (Kine Martinussen) og Miljødirektoratet.
- Kosmala, M., Wiggins, A., Swanson, A., Simmons, B., 2016. Assessing data quality in citizen science. *Front Ecol Environ* 14, 551–560. <https://doi.org/10.1002/fee.1436>
- Kuhn, M., Johnson, K., 2013. *Applied Predictive Modeling*. Springer New York, New York, NY. <https://doi.org/10.1007/978-1-4614-6849-3>
- Lebreton, L., Andrady, A., 2019. Future scenarios of global plastic waste generation and disposal. *Palgrave Commun* 5, 6. <https://doi.org/10.1057/s41599-018-0212-7>
- Lebreton, L., Egger, M., Slat, B., 2019. A global mass budget for positively buoyant macroplastic debris in the ocean. *Sci Rep* 9, 12922. <https://doi.org/10.1038/s41598-019-49413-5>
- Lee, R.F., Sanders, D.P., 2015. The amount and accumulation rate of plastic debris on marshes and beaches on the Georgia coast. *Marine Pollution Bulletin* 91, 113–119. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2014.12.019>
- Lindkvist, K.B., 2001. Governance and territoriality in Norwegian fisheries. *Norsk Geografisk Tidsskrift - Norwegian Journal of Geography* 55, 9–16. <https://doi.org/10.1080/00291950121141>
- MacLeod, M., Arp, H.P.H., Tekman, M.B., Jahnke, A., 2021. The global threat from plastic pollution. *Science* 373, 61–65. <https://doi.org/10.1126/science.abg5433>
- Maes, T., McGlade, J., Fahim, I., Green, D., Landrigan, P., Andrady, A., Costa, M., Geyer, R., Gomes, R., Hwai, A., Jambeck, J., Li, D., Rochman, C., Ryan, P., Thiel, M., Thompson, R., Townsend, K., Turra, A., 2021. From Pollution to Solution: A Global Assessment of Marine Litter and Plastic Pollution. <https://doi.org/10.13140/RG.2.2.33577.31845>
- Maximenko, N., Corradi, P., Law, K.L., Van Sebille, E., Garaba, S.P., Lampitt, R.S., Galgani, F., Martinez-Vicente, V., Goddijn-Murphy, L., Veiga, J.M., Thompson, R.C., Maes, C., Moller, D., Löscher, C.R., Addamo, A.M., Lamson, M.R., Centurioni, L.R., Posth, N.R., Lumpkin, R., Vinci, M., Martins, A.M., Pieper, C.D., Isobe, A., Hanke, G., Edwards, M., Chubarenko, I.P., Rodriguez, E., Aliani, S., Arias, M., Asner, G.P., Brosich, A., Carlton, J.T., Chao, Y., Cook, A.-M., Cundy, A.B., Galloway, T.S., Giorgetti, A., Goni, G.J., Guichoux, Y., Haram, L.E., Hardesty, B.D., Holdsworth, N., Lebreton, L., Leslie, H.A., Macadam-Somer, I., Mace, T., Manuel, M., Marsh, R., Martinez, E., Mayor, D.J., Le Moigne, M., Molina Jack, M.E., Mowlem, M.C., Obbard, R.W., Pabortsava, K., Robberson, B., Rotaru, A.-E., Ruiz, G.M., Spedicato, M.T., Thiel, M., Turra, A., Wilcox, C., 2019. Toward the Integrated Marine Debris Observing System. *Frontiers in Marine Science* 6, 447. <https://doi.org/10.3389/fmars.2019.00447>
- McIlgorm, A., Raubenheimer, K., McIlgorm, D.E., Nichols, R., 2022. The cost of marine litter damage to the global marine economy: Insights from the Asia-Pacific into prevention and the cost of inaction. *Marine Pollution Bulletin* 174, 113167. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2021.113167>
- Menicagli, V., Balestri, E., Lardicci, C., 2019. Exposure of coastal dune vegetation to plastic bag leachates: A neglected impact of plastic litter. *Science of The Total Environment* 683, 737–748. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.05.245>
- Mepex, Hold Norge Rent, Miljødirektoratet, 2020. Sluttrapport for prosjektet "Dypdykk i plashavet."
- Miljødirektoratet, 2021a. Rapportering på bærekraftsindikatorer (SDG) 2021.
- Miljødirektoratet, 2021b. Dette er miljøovervåking [WWW Document]. Dette er miljøovervåking. URL <https://www.miljodirektoratet.no/ansvarsomrader/overvaking-arealplanlegging/miljoovervaking/dette-er-miljoovervaking/> (accessed 12.22.21).

- Miljødirektoratet, 2021c. EcoQO Nordsjøen - havhest [WWW Document]. EcoQO Nordsjøen - havhest. URL <https://www.miljodirektoratet.no/ansvarsomrader/overvaking-arealplanlegging/miljoovervaking/overvakingsprogrammer/basisovervaking/ecoqo-nordsjoen/> (accessed 2.23.22).
- Miljødirektoratet, 2016. Indikatorene for marin forøpling. Miljødirektoratet.
- MINES ParisTech/ARMINES, 2021. RGeostats: The Geostatistical R Package.
- Moy, K., Neilson, B., Chung, A., Meadows, A., Castrence, M., Ambagis, S., Davidson, K., 2018. Mapping coastal marine debris using aerial imagery and spatial analysis. *Marine Pollution Bulletin* 132, 52–59. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2017.11.045>
- Nakazawa, M., 2021. fmsb: Functions for medical statistics book with some demographic data.
- Nelms, S., Coombes, C., Foster, L., Galloway, T., Godley, B., Lindeque, P., Witt, M., 2017. Marine anthropogenic litter on British beaches: A 10-year nationwide assessment using citizen science data. *Science of The Total Environment* 579, 1399–1409. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2016.11.137>
- Nelms, S.E., Coombes, C., Foster, L.C., Galloway, T.S., Godley, B.J., Lindeque, P.K., Witt, M.J., 2016. Marine anthropogenic litter on British beaches: A 10-year nationwide assessment using citizen science data. *Science of The Total Environment*. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2016.11.137>
- Niemeijer, D., de Groot, R.S., 2008. A conceptual framework for selecting environmental indicator sets. *Ecological Indicators* 8, 14–25. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2006.11.012>
- Nigam, R., Luis, A.J., Prasad, P., Kuttikar, S., Yadav, R., Vaz, E., Kotha, M., 2022. Spatio-temporal assessment of COVID-19 lockdown impact on beach litter status and composition in Goa, India. *Marine Pollution Bulletin* 174, 113293. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2021.113293>
- Obbard, R.W., Sadri, S., Wong, Y.Q., Khitun, A.A., Baker, I., Thompson, R.C., 2014. Global warming releases microplastic legacy frozen in Arctic Sea ice. *Earth's Future* 2, 315–320. <https://doi.org/10.1002/2014EF000240>
- Olivelli, A., Hardesty, B.D., Wilcox, C., 2020. Coastal margins and backshores represent a major sink for marine debris: insights from a continental-scale analysis. *Environ. Res. Lett.* 15, 074037. <https://doi.org/10.1088/1748-9326/ab7836>
- Opfer, S., Arthur, C., Lippiatt, S., 2012. NOAA Marine Debris Shoreline Survey Field Guide.
- Oslofjordens Friluftsråd, 2019. Årsrapport 2019. Oslofjordens Friluftsråd.
- OSPAR Commission, 2010. Guideline for Monitoring Marine Litter on the Beaches in the OSPAR Maritime Area. OSPAR Commission.
- Pedersen, T.L., 2020. patchwork: The composer of plots.
- Peng, G., Bellerby, R., Zhang, F., Sun, X., Li, D., 2020. The ocean's ultimate trashcan: Hadal trenches as major depositories for plastic pollution. *Water Research* 168, 115121. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2019.115121>
- Prevenios, M., Zeri, C., Tsangaris, C., Liubartseva, S., Fakiris, E., Papatheodorou, G., 2018. Beach litter dynamics on Mediterranean coasts: Distinguishing sources and pathways. *Marine Pollution Bulletin* 129, 448–457. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2017.10.013>
- Queirós, A.M., Strong, J.A., Mazik, K., Carstensen, J., Bruun, J., Somerfield, P.J., Bruhn, A., Ciavatta, S., Flo, E., Bizsel, N., Özyadınli, M., Chuševé, R., Muxika, I., Nygård, H., Papadopoulou, N., Pantazi, M., Krause-Jensen, D., 2016. An Objective Framework to Test the Quality of Candidate Indicators of Good Environmental Status. *Front. Mar. Sci.* 3. <https://doi.org/10.3389/fmars.2016.00073>
- Regjeringen, 2017. Målet er null utslipp av plast til havet [WWW Document]. Målet er null utslipp av plast til havet. URL <https://www.regjeringen.no/no/dokumentarkiv/regjeringen-solberg/aktuelt-regjeringen-solberg/kld/nyheter/2017/malet-er-null-utslipp-av-plast-til-havet/id2581175/> (accessed 11.27.21).
- Ribic, C.A., Sheavly, S.B., Rugg, D.J., Erdmann, E.S., 2010. Trends and drivers of marine debris on the Atlantic coast of the United States 1997–2007. *Marine Pollution Bulletin* 60, 1231–1242. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2010.03.021>
- Robertson, E., 2012. Rapport fra Strandryddedagen 2011. Hold Norge Rent.
- Rohweder, J., Rogala, J., Johnson, B., Anderson, D., Clark, S., Chamberlin, F., Potter, D., Runyon, K., 2012. Application Of Wind Fetch And Wave Models For Habitat Rehabilitation And Enhancement Projects - 2012 Update. Presented at the American Fisheries Society 142nd Annual Meeting. <https://doi.org/DOI:10.3133/ofr20081200>
- Roman, L., Hardesty, B.D., Leonard, G.H., Pragnell-Raasch, H., Mallos, N., Campbell, I., Wilcox, C., 2020a. A global assessment of the relationship between anthropogenic debris on land and the seafloor. *Environmental Pollution* 264, 114663. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2020.114663>
- Roman, L., Lowenstine, L., Parsley, L.M., Wilcox, C., Hardesty, B.D., Gilardi, K., Hindell, M., 2019. Is plastic ingestion in birds as toxic as we think? Insights from a plastic feeding experiment. *Science of The Total Environment* 665, 660–667. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.02.184>
- Roman, L., Schuyler, Q., Wilcox, C., Hardesty, B.D., 2020b. Plastic pollution is killing marine megafauna, but how do we prioritize policies to reduce mortality? *CONSERVATION LETTERS*. <https://doi.org/10.1111/conl.12781>
- Royle, J., Jack, B., Parris, H., Elliott, T., Castillo, A.C., Kalawana, S., Nashfa, H., Woodall, L.C., 2022. Plastic Drawdown: A rapid assessment tool for developing national responses to plastic pollution when data availability is limited, as demonstrated in the Maldives. *Global Environmental Change* 72, 102442. <https://doi.org/10.1016/j.gloenvcha.2021.102442>
- RStudio Team, 2021. RStudio: Integrated development environment for R. RStudio, Boston, MA.
- Ryan, P.G., 2020. Land or sea? What bottles tell us about the origins of beach litter in Kenya. *Waste Management* 116, 49–57. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2020.07.044>
- Ryan, P.G., Dille, B.J., Ronconi, R.A., Connan, M., 2019. Rapid increase in Asian bottles in the South Atlantic Ocean indicates major debris inputs from ships. *Proc Natl Acad Sci USA* 116, 20892–20897. <https://doi.org/10.1073/pnas.1909816116>
- SALT, 2020. Operasjon Storoppydding [WWW Document]. Operasjon Storoppydding. URL <https://salt.nu/prosjekter/storoppydding> (accessed 4.2.22).
- Santos, M.N., Saldanha, H.J., Gaspar, M.B., Monteiro, C.C., 2003. Hake (*Merluccius merluccius* L., 1758) ghost fishing by gill nets off the Algarve (southern Portugal). *Fisheries Research* 64, 119–128. [https://doi.org/10.1016/S0165-7836\(03\)00211-X](https://doi.org/10.1016/S0165-7836(03)00211-X)
- Schöneich-Argent, R.I., Freund, H., 2020. Trashing our own “backyard”—investigating dispersal and accumulation of floating litter from coastal, riverine, and offshore sources in the German Bight using a citizen science-based wooden drifter recapture approach. *Marine Environmental Research* 105115. <https://doi.org/10.1016/j.marenvres.2020.105115>
- Schulz, M., Walvoort, D.J.J., Barry, J., Fleet, D.M., van Loon, W.M.G.M., 2019a. Baseline and power analyses for the assessment of beach litter reductions in the European OSPAR region. *Environmental Pollution* 248, 555–564. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2019.02.030>
- Schulz, M., Walvoort, D.J.J., Barry, J., Fleet, D.M., van Loon, W.M.G.M., 2019b. Baseline and power analyses for the assessment of beach litter reductions in the European OSPAR region. *Environmental Pollution* 248, 555–564. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2019.02.030>
- Seo, S., Park, Y.-G., 2020. Destination of floating plastic debris released from ten major rivers around the Korean Peninsula. *Environment International* 138, 105655. <https://doi.org/10.1016/j.envint.2020.105655>
- Sequeira, I.F., Prata, J.C., da Costa, J.P., Duarte, A.C., Rocha-Santos, T., 2020. Worldwide contamination of fish with microplastics: A brief global overview. *Marine Pollution Bulletin* 160, 111681. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2020.111681>

- Simeonova, A., Chuturkova, R., Yaneva, V., 2017. Seasonal dynamics of marine litter along the Bulgarian Black Sea coast. *Marine Pollution Bulletin* 119, 110–118. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2017.03.035>
- Skirtun, M., Sandra, M., Strietman, W.J., van den Burg, S.W.K., De Raedemaeker, F., Devriese, L.I., 2022. Plastic pollution pathways from marine aquaculture practices and potential solutions for the North-East Atlantic region. *Marine Pollution Bulletin* 174, 113178. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2021.113178>
- Smith, L., Turrell, W.R., 2021. Monitoring Plastic Beach Litter by Number or by Weight: The Implications of Fragmentation. *Front. Mar. Sci.* 8, 702570. <https://doi.org/10.3389/fmars.2021.702570>
- Smith, S.D.A., Markic, A., 2013. Estimates of marine debris accumulation on beaches are strongly affected by the temporal scale of sampling. *PLoS ONE* 8, e83694.
- Solbakken, V.S., Kleiven, S., Haarr, M.L., 2022. Deposition rates and residence time of litter varies among beaches in the Lofoten archipelago, Norway. *Marine Pollution Bulletin* 177, 113533. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2022.113533>
- Standal, E., Mathisen, R., Hildonen, H., Arvnes, M.P., 2014. Kunnskap om marint søppel i Norge 2014. Miljødirektoratet.
- Standal, E., Mathisen, R., Hildonen, H., Pettersvik Avnes, M., 2014. Kunnskap om marin forsøpling i Norge 2014. Miljødirektoratet.
- Stelfox, M., Hudgins, J., Sweet, M., 2016. A review of ghost gear entanglement amongst marine mammals, reptiles and elasmobranchs. *Marine Pollution Bulletin* 111, 6–17. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2016.06.034>
- Strand, K.O., Huserbråten, M., Dagestad, K.-F., Mauritzen, C., Grøsvik, B.E., Nogueira, L.A., Melsom, A., Røhrs, J., 2021. Potential sources of marine plastic from survey beaches in the Arctic and Northeast Atlantic. *Science of The Total Environment* 790, 148009. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.148009>
- Suyadi, Manullang, C.Y., 2020. Distribution of plastic debris pollution and it is implications on mangrove vegetation. *Marine Pollution Bulletin* 160, 111642. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2020.111642>
- Svedang, H., 2003. Spatial and temporal aspects of the decline in cod (*Gadus morhua* L.) abundance in the Kattegat and eastern Skagerrak. *ICES Journal of Marine Science* 60, 32–37. <https://doi.org/10.1006/jmsc.2002.1330>
- Tekman, M.B., Krumpfen, T., Bergmann, M., 2017. Marine litter on deep Arctic seafloor continues to increase and spreads to the North at the HAUSGARTEN observatory. *Deep Sea Research Part I: Oceanographic Research Papers* 120, 88–99. <https://doi.org/10.1016/j.dsr.2016.12.011>
- Thiel, M., Hinojosa, I.A., Miranda, L., Pantoja, J.F., Rivadeneira, M.M., Vásquez, N., 2013. Anthropogenic marine debris in the coastal environment: A multi-year comparison between coastal waters and local shores. *Marine Pollution Bulletin* 71, 307–316. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2013.01.005>
- Thygesen, U.H., Albertsen, C.M., Berg, C.W., Kristensen, K., Nielsen, A., 2017. Validation of ecological state space models using the Laplace approximation. *Environ Ecol Stat* 24, 317–339. <https://doi.org/10.1007/s10651-017-0372-4>
- Tschernij, V., Larsson, P.-O., 2003. Ghost fishing by lost cod gill nets in the Baltic Sea. *Fisheries Research* 64, 151–162. [https://doi.org/10.1016/S0165-7836\(03\)00214-5](https://doi.org/10.1016/S0165-7836(03)00214-5)
- Tudor, D.T., Williams, A.T., 2004. Development of a 'Matrix Scoring Technique' to determine litter sources at a Bristol Channel beach. *Journal of Coastal Conservation* 9, 119–127.
- Tukey, J.W., 1977. *Exploratory Data Analysis*. Addison-Wesley, Reading, PA.
- Turrell, W.R., 2019. Estimating a regional budget of marine plastic litter in order to advise on marine management measures. *Marine Pollution Bulletin* 110725. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2019.110725>
- UNEP, 2011. Plastic debris in the ocean., UNEP Year Book 2011: Emerging issues in our global environment.
- Valderrama Ballesteros, L., Matthews, J.L., Hoeksema, B.W., 2018. Pollution and coral damage caused by derelict fishing gear on coral reefs around Koh Tao, Gulf of Thailand. *Marine Pollution Bulletin* 135, 1107–1116. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2018.08.033>
- van Franeker, J.A., Blaize, C., Danielsen, J., Fairclough, K., Gollan, J., Guse, N., Hansen, P.-L., Heubeck, M., Jensen, J.-K., Le Guillou, G., Olsen, B., Olsen, K.-O., Pedersen, J., Stienen, E.W.M., Turner, D.M., 2011. Monitoring plastic ingestion by the northern fulmar *Fulmarus glacialis* in the North Sea. *Environmental Pollution* 159, 2609–2615. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2011.06.008>
- van Loon, W., Hanke, G., Fleet, D., Werner, S., Barry, J., Strand, J., Eriksson, J., Galgani, F., Grøwe, M, S., T, V., M, P., E, B., D, W., 2020. A European threshold value and assessment method for macro litter on coastlines. <https://doi.org/10.2760/54369> (online)
- Van Loon, W., Hanke, G., Fleet, D., Werner, S., Barry, J., Strand, J., Eriksson, J., Galgani, F., Schulz, M., Vlachogianni, T., Press, M., Blidberg, E., Walvoort, D., 2020. A European threshold value and assessment method for macro litter on the coastlines: guidance developed within the Common Implementation strategy for the Marine Strategy Framework Directive MSFD Technical Group on Marine Litter (No. JRC121707), JRC Technical Report. Publications Office of the European Union, Luxembourg.
- Veiga, J.M., Fleet, D., Kinsey, S., Nilsson, P., Vlachogianni, T., Werner, S., Galgani, F., Thompson, R.C., Dagevos, J., Gago, J., Sobral, P., Cronin, R., 2016. Identifying Sources of Marine Litter. MSFD GES TG Marine Litter - Thematic Report (JRC Technical Report No. EUR 28309), JRC Technical Report. European Commission.
- Vlachogianni, T., Fortibuoni, T., Ronchi, F., Zeri, C., Mazziotti, C., Tutman, P., Varezić, D.B., Palatinus, A., Trdan, Š., Peterlin, M., Mandić, M., Markovic, O., Prvan, M., Kaberi, H., Prevenios, M., Kolutari, J., Kroqi, G., Fusco, M., Kalampokis, E., Scoullos, M., 2018. Marine litter on the beaches of the Adriatic and Ionian Seas: An assessment of their abundance, composition and sources. *Marine Pollution Bulletin* 131, 745–756. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2018.05.006>
- Walther, B.A., Kunz, A., Hu, C.-S., 2018. Type and quantity of coastal debris pollution in Taiwan: A 12-year nationwide assessment using citizen science data. *Marine Pollution Bulletin* 135, 862–872. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2018.08.025>
- Watts, A.J.R., Porter, A., Hembrow, N., Sharpe, J., Galloway, T.S., Lewis, C., 2017. Through the sands of time: Beach litter trends from nine cleaned north cornish beaches. *Environmental Pollution* 228, 416–424. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2017.05.016>
- Weiser, E.L., Diffendorfer, J.E., Lopez-Hoffman, L., Semmens, D., Thogmartin, W.E., 2020. Challenges for leveraging citizen science to support statistically robust monitoring programs. *Biological Conservation* 242, 108411. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2020.108411>
- Welden, N.A., Cowie, P.R., 2017. Degradation of common polymer ropes in a sublittoral marine environment. *Marine Pollution Bulletin* 118, 248–253. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2017.02.072>
- Wickham, H., 2021. tidy: Tidy Messy Data.
- Wickham, H., 2016. ggplot2: Elegant graphics for data analysis. Springer-Verlag, New York, USA.
- Wilke, C.O., 2021. ggridges: Ridgeline plots in "ggplot2."
- Williams, A.T., Tudor, D.T., 2001. Litter burial and exhumation: spatial and temporal distribution on a cobble pocket beach. *Marine Pollution Bulletin* 42, 1031–1039.
- Willis, K., Denise Hardesty, B., Kriwoken, L., Wilcox, C., 2017. Differentiating littering, urban runoff and marine transport as sources of marine debris in coastal and estuarine environments. *Sci Rep* 7, 44479. <https://doi.org/10.1038/srep44479>
- Winkler, A., Santo, N., Ortenzi, M.A., Bolzoni, E., Bacchetta, R., Tremolada, P., 2019. Does mechanical stress cause microplastic release from plastic water bottles? *Water Research* 166, 115082. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2019.115082>
- Ziegler, F., Hornborg, S., Valentimsson, D., Skontorp Hognes, E., Søvik, G., Ritzau Eigaard, O., 2016. Same stock, different management: quantifying the sustainability of three shrimp fisheries in the Skagerrak from a product perspective. *ICES Journal of Marine Science* 73, 1806–1814. <https://doi.org/10.1093/icesjms/fsw035>

- Zorzo, P., Buceta, J.L., Corredor, L., López-Samaniego, I., López-Samaniego, E., 2021. An approach to the integration of beach litter data from official monitoring programmes and citizen science. *Marine Pollution Bulletin* 173, 112902. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2021.112902>
- Zuur, A.F., Ieno, E.N., 2016. *Beginner's guide to zero-inflated models with R*. Highland Statistics Ltd, Newburgh, UK.

Appendiks

Appendiks A: Hold Norge Rent, Funnregistreringsskjema, 2016



Registreringsskjema Strandryddedagen 2016

Takk for at du bidrar til å registrere hva som finnes av søppel ute på strendene. Dette hjelper oss til å for en oversikt over mengden og innholdet i det marine søppelet i Norge. På denne måten kan vi spore kilder til forsøpling og lokalisere utslipp. Informasjonen vil brukes til å opplyse myndigheter, bedrifter og privatpersoner om omfanget og de alvorlige konsekvensene som marin forsøpling forårsaker.

Tusen takk, vi kan ikke gjøre det uten deg og din innsats! For mer informasjon, se: www.holdnorerent.no

1. Stedsinformasjon

Kyst/innland: Strand/kystlinje Innland (innsjø, elv, bekk etc.)
 Fremkomstmåte: Til fots Dykking Båt, kano, kajakk e.l.

Navn på område som er ryddet: _____
 Ryddedato: _____ Navn på koordinator: _____
 Antall personer som ryddet _____ Ca. avstand ryddet (i m. eller km.): _____
 Antall sekker ryddet _____ Ca. vekt på avfall ryddet: _____
 Hvor lang tid brukte dere på å rydde? _____

2. Kontaktinformasjon (navn på alle i ryddelaget)

| | |
|-------|---------|
| Navn: | E-post: |
| Navn: | E-post: |
| Navn: | E-post: |
| Navn: | E-post: |
| Navn: | E-post: |
| Navn: | E-post: |

3. Dyr funnet skadde eller døde pga. forsøpling

Noter her om dere finner dyr som har satt seg fast i søppel i naturen. Skriv ned hva slags avfall de satte seg fast i (fiskesnøre, plastposer, tau, ståltråd, six-pack holdere, bånd etc). Vennligst vær så spesifikk som mulig. Fint om dere også tar bilder og sender til Hold Norge rent.

| Hva slags dyr/fisk? | Død eller levende/satt fri? | Type søppel dyret satt fast i |
|---------------------|-----------------------------|-------------------------------|
| | | |
| | | |
| | | |
| | | |

4. Hva var den rareste tingen dere fant?

5. Kommentarer eller andre ting du vil rapportere fra ryddeaksjonen?

Dette skjemaet er basert på Ocean Conservancy's Coastal Cleanup Datacard og oversatt av Hold Norge Rent. Ferdigutfylte skjemaer kan registreres online på www.holdnorerent.no

Hold Norge Rent

Øvre Vollgate 6

0158 Oslo

Kontaktperson: Malin Jacob

E-post: malin.jacob@avfallnorge.no

Telefon: 901 31 416

REGISTRERINGSSKJEMA MARINT AVFALL

Det er kun tingene som står på listen som trenger å registreres, men vær vennlig og plukk opp alt søppel du finner. Bruk strekssystem (Eks: |||) for å holde tellingen, fyll inn totalantall i boksen til slutt.

Privatavfall

| | | | |
|----------------------|--|----------------------|--|
| <input type="text"/> | Engangstallerkener, bestikk, kopper, glass _____ | <input type="text"/> | Metallring fra øl- og brusbokser _____ |
| <input type="text"/> | Plastikkposer _____ | <input type="text"/> | Matemballasje/ take away _____ |
| <input type="text"/> | Ballonger _____ | <input type="text"/> | Sugerør/rørepinner _____ |
| <input type="text"/> | Drikkeflasker (plast) _____ | <input type="text"/> | Patronhylser _____ |
| <input type="text"/> | Glassflasker _____ | <input type="text"/> | Leker _____ |
| <input type="text"/> | Drikkebokser _____ | <input type="text"/> | Klær _____ |
| <input type="text"/> | Korker (plast og metall) _____ | <input type="text"/> | "Six-pack"-holder av plast _____ |
| <input type="text"/> | Sko _____ | <input type="text"/> | Papirposer _____ |
| <input type="text"/> | Udefinerbare plastbiter _____ | <input type="text"/> | Plastflasker (mat) _____ |

Fiskeriutstyr

| | | | |
|----------------------|-----------------------------|----------------------|--------------------------------|
| <input type="text"/> | Agnemballasje/ bokser _____ | <input type="text"/> | Garn _____ |
| <input type="text"/> | Oppvaskmiddelflasker _____ | <input type="text"/> | Lyspærer _____ |
| <input type="text"/> | Bøyer og flottører _____ | <input type="text"/> | Olje-/bensinkanner _____ |
| <input type="text"/> | Teiner _____ | <input type="text"/> | Paller _____ |
| <input type="text"/> | Kasser _____ | <input type="text"/> | Presenninger/ plastduker _____ |
| <input type="text"/> | Fiskesnøre _____ | <input type="text"/> | Tau (under 50 cm) _____ |
| <input type="text"/> | Fiskekroker _____ | <input type="text"/> | Tau (over 50 cm) _____ |
| <input type="text"/> | Pakkeband/strips _____ | <input type="text"/> | Isopor _____ |

Røyk og hygiene

| | |
|----------------------|-----------------------------|
| <input type="text"/> | Sigaretter/filter _____ |
| <input type="text"/> | Lightere _____ |
| <input type="text"/> | Tobakk- og røykpakker _____ |
| <input type="text"/> | Kondomer _____ |
| <input type="text"/> | Bleier _____ |
| <input type="text"/> | Sprøyter _____ |
| <input type="text"/> | Tamponger _____ |

Dumpet avfall

| | |
|----------------------|---------------------------|
| <input type="text"/> | Hvitevarer _____ |
| <input type="text"/> | Elektriske artikler _____ |
| <input type="text"/> | Batterier _____ |
| <input type="text"/> | Byggematerialer _____ |
| <input type="text"/> | Biler/bideler _____ |
| <input type="text"/> | Dekk _____ |
| <input type="text"/> | Oljefat _____ |

Annet – andre ting som bekymrer deg eller som du har funnet mye av

| | | | |
|----------------------|-------|----------------------|-------|
| <input type="text"/> | _____ | <input type="text"/> | _____ |
| <input type="text"/> | _____ | <input type="text"/> | _____ |
| <input type="text"/> | _____ | <input type="text"/> | _____ |

**Framtidstro for havet,
kysten og folket.**