

Kunnskapsgrunnlaget for Sentral-Spitsbergen





Rapportserie nr. 150

Forfattere:

Virve Ravolainen, Hallvard Strøm, Synnøve Elvevold, Eva Fuglei, Åshild Ønvik Pedersen, Martin Svenning, Heli Routti, Geir Wing Gabrielsen, Ida Kessel Nordgård, Dag Vongraven, Sebastian Gerland, Jack Kohler, Olga Pavlova, Christian Lydersen, Jon Aars, Per Inge Myhre, Ingvild Nylund, Øystein Overrein, Cecilie von Quillfeldt, Ingeborg Hallanger, Amalie Ask, Mikhail Itkin, John Richard Hansen, Anders Skoglund og Nina Mari Jørgensen

Kunnskapsgrunnlaget for Sentral-Spitsbergen

Norsk Polarinstitutt er Norges hovedinstitusjon for kartlegging, miljøovervåking og forvaltningsrettet forskning i Arktis og Antarktis. Instituttet er faglig og strategisk rådgiver i miljøvernaker i disse områdene og har forvaltningsmyndighet i norsk del av Antarktis. Instituttet er et direktorat under Klima- og miljødepartementet.

The Norwegian Polar Institute is Norway's central governmental institution for management-related research, mapping and environmental monitoring in the Arctic and the Antarctic. The Institute advises Norwegian authorities on matters concerning polar environmental management and is the official environmental management body for Norway's Antarctic territorial claims. The Institute is a Directorate within the Ministry of Climate and Environment.

© Norsk Polarinstitut 2018

Framsenteret • Fram Centre, Postboks 6606, Langnes, NO-9296 Tromsø
www.npolar.no, post@npolar.no

Forside foto: Øystein Overrein, Norsk Polarinstitut. Alkhornet, ytterst i Isfjorden på Svalbard

Teknisk redaktør: Eva Therese Jensen, Norsk Polarinstitut

Grafisk design: Jan Roald, Norsk Polarinstitut

Trykket: Bodoni, Bergen, april 2018

ISBN: 978-82-7666-411-9 papir

ISBN: 978-82-7666-412-6 digital utgave

ISSN: 0803-0421 papir

ISSN: 1893-5664 digital utgave

Innholdsfortegnelse

1	Innledning.....	12
1.1	Beskrivelse av oppdraget.....	12
1.2	Leveransen og begrensninger	15
1.3	Oversikt over bidragsyttere og underleveranser	16
2	Påvirkninger fra menneskelig aktivitet.....	18
2.1	Skipstrafikk.....	18
2.2	Fiskerier på og rundt Sentral-Spitsbergen	19
2.3	Petroleumsvirksomhet	21
2.4	Undervannsstøy.....	21
2.5	Helikopterlandinger.....	22
2.6	Ferdse i forbindelse med reiseliv	23
2.6.1	Snøskuter	23
2.6.2	Gjestedøgn i Longyearbyen.....	27
2.6.3	Ikke organisert ferdsel	31
2.6.4	Ilandstigning fra ekspedisjonscruiseskip, dagscruiseskip og mindre båter	31
2.7	Arealbrukskonflikter mellom motorisert og ikke-motorisert friluftsliv	35
3	Generelt om sårbarhet.....	36
3.1	Definisjon av sårbarhet og tilstøtende begreper.....	36
3.1.1	Sårbarhet og påvirkninger.....	36
3.1.2	Effekter for individ og bestand	37
3.1.3	Sårbarhet, toleranse og regenereringsevne	38
3.1.4	Sårbarhet – rammeverk og sammenligninger	39
3.2	Sårbarhet hos dyr.....	39
3.2.1	Variasjoner gjennom året og mellom år	39
3.2.2	Alder.....	40
3.2.3	Art.....	40
3.2.4	Atferd.....	40
3.2.5	Nøkkelart	41
3.2.6	Andre faktorer	41
3.2.7	Litt om metodikk for å vurdere sårbarhet.....	41
4	Fauna	42
4.1	Fugl.....	42
4.1.1	Fugl – oversikt	42
4.1.2	Marin fugl	42

4.1.3	Mytebestander.....	74
4.1.4	Sjøfuglreservatene.....	78
4.1.5	Terrestrisk fugl.....	78
4.1.6	Øvrig fugl.....	82
4.2	Svalbardrøye.....	82
4.2.1	Sårbarhetsvurdering røye.....	84
4.3	Marine pattedyr.....	87
4.3.1	Ringsel.....	87
4.3.2	Storkobbe.....	87
4.3.3	Øvrig sel.....	90
4.3.4	Hval.....	90
4.3.5	Isbjørn.....	94
4.4	Landlevende pattedyr.....	96
4.4.1	Svalbardrein.....	96
4.4.2	Fjellrev.....	101
4.5	Fremmede arter.....	103
4.5.1	Østmarkmus.....	104
4.5.2	Revens lille bendelmark (<i>Echinococcus multilocularis</i>).....	105
4.6	Høstbare arter.....	106
4.6.1	Fjellrev.....	107
4.6.2	Svalbardrein.....	109
4.6.3	Ringsel.....	111
4.6.4	Storkobbe.....	111
4.6.5	Svalbardrype.....	112
4.6.6	Kortnebbgås.....	112
4.6.7	Havhest.....	114
4.6.8	Teist.....	114
4.7	Faunas sårbarhet for ferdsl.....	115
4.7.1	Kolonihekkende sjøfugl og gjess.....	116
4.7.2	Oppsummering – aggregering av sårbare arter og rødlistearter.....	124
4.7.3	Svalbardrype.....	125
4.7.4	Fjellrev.....	125
4.7.5	Svalbardrein.....	127
4.7.6	Steinkobbe.....	129
4.7.7	Ringsel og storkobbe.....	129

4.7.8	Hvalross	130
4.7.9	Hval/Hvithval.....	130
4.7.10	Isbjørn.....	131
4.7.11	Generelt om områder ved brefronter og på fjordis.....	131
4.7.12	Droner og sårbarhet.....	132
4.8	Sårbarhet for klimaendringer	133
4.8.1	Svalbardrype	133
4.8.2	Fjellrev.....	133
4.8.3	Svalbardrein	134
4.8.4	Steinkobbe	134
4.8.5	Ringsel og storkobbe.....	134
4.8.6	Hval/Hvithval.....	135
4.8.7	Isbjørn.....	135
4.9	Sårbarhet for miljøgifter	135
4.9.1	Ismåke.....	135
4.9.2	Storjo	136
4.9.3	Polarmåke	136
4.9.4	Svalbardrype	136
4.9.5	Fjellrev.....	136
4.9.6	Svalbardrein	137
4.9.7	Steinkobbe	137
4.9.8	Ringsel og storkobbe.....	138
4.9.9	Hval/hvithval.....	138
4.9.10	Isbjørn.....	138
4.10	Sårbarhet for akutt forurensning - PRIMOS.....	139
5	Planter, vegetasjon og naturtyper på Sentral-Spitsbergen	141
5.1	Metodikk og kilder	141
5.2	Generell kunnskapsstatus for planter på Svalbard	141
5.3	Vegetasjon	142
5.3.1	Kilder, metode og datatilgjengelighet	142
5.3.2	Fordeling av vegetasjonstyper	143
5.3.3	Vegetasjonen i økosystemet.....	145
5.3.4	Vegetasjonens sårbarhet – plantenes relasjon til påvirkningsfaktorer	150
5.4	Naturtyper	153
5.4.1	Kilder, metode og datatilgjengelighet.....	153

5.5	Rødlistede karplanter.....	154
5.5.1	Kilder, metode og datatilgjengelighet	154
5.5.2	Rødlistearter i området Sentral-Spitsbergen og Ossian Sars naturreservat ..	155
5.5.3	Rødlistearter i økosystemet.....	163
5.5.4	Rødlistede plantearters sårbarhet og relasjon til påvirkningsfaktorer	163
5.6	Fremmede plantearter	164
5.6.1	Kilder, metode og datatilgjengelighet	164
5.6.2	Forekomster av fremmede karplantearter – viktigheten av Sentral-Spitsbergen og bosettingene.....	165
5.6.3	Fremmedarter i økosystemet.....	168
5.6.4	Sårbarhet av ulike naturtyper til fremmedarter	168
5.7	Torvavsetninger.....	169
6	Landskap.....	171
6.1	Geomorfologi på Svalbard – generelt	171
6.2	Landskapstyper Sentral-Spitsbergen	171
6.2.1	Strandflaten.....	173
6.2.2	Sandur/elveslette	173
6.2.3	U-dal.....	173
6.2.4	Morene.....	174
6.2.5	Platåfjell.....	174
6.2.6	Alpine fjell.....	174
6.2.7	Fjell-landskap.....	174
6.3	Viktige/karakteristiske landskapselementer	174
6.3.1	Steinbreer.....	175
6.3.2	Polygonmark/strukturmark.	176
6.3.3	Pingoer.....	176
6.3.4	Termokarst.....	176
6.3.5	Taluskelger	176
6.3.6	Strandlinjer.....	176
6.3.7	Iskile-polygoner	176
7	Geologi	178
7.1	Geologisk kart og beskrivelse	178
7.1.1	Grunnfjell.....	178
7.1.2	Sedimentære bergarter.....	178
7.1.3	Intrusive bergarter	179
7.1.4	Eksempel på geologi som miljøfaktor.....	181

7.2	Sårbarhet og verneverdier	183
7.2.1	Fossiler	183
7.2.2	Vernekriterier	183
7.3	Lokaliteter av spesiell betydning	184
7.3.1	Diabasodden / Janusfjellet	184
7.3.2	Gruve 7	185
7.3.3	Pyramiden	186
7.3.4	Vardeborgsletta – Kongressvatnet	186
7.3.5	Ebbadalen	187
7.3.6	Tarantellen	187
7.3.7	Skansen	188
7.3.8	Midterhuken	188
7.3.9	Kapp Ekholm	188
7.4	Festningen geotopvernområde	189
7.4.1	Stratigrafi	191
8	Marine verdier	193
8.1	Metodikk	193
8.2	Kartfremstilling av de ulike naturtypene	196
8.3	Datagrunnlag	197
8.4	Naturtyper og viktige leveområder	197
8.4.1	Indre Wijdefjorden nasjonalpark	197
8.4.2	Aktuelle naturtyper	198
8.4.3	Fjæra (littoralsonen)	199
8.4.4	Større tareskogsområder	200
8.4.5	Sterke tidevannsstrømmer	201
8.4.6	Bløtbunnsområder i strandsonen/tidevannsflater	202
8.4.7	Fjorder	204
8.4.8	Fjordis	211
8.4.9	Laguner	211
8.4.10	Israndavsetninger	212
8.4.11	Oppsummering marine verdier i nasjonalparkene	214
8.5	Kunnskapsbehov	217
9	Miljøgifter	219
9.1	Innledning	219
9.2	Målestasjoner og overvåkingsprogrammer på Sentral-Spitsbergen	219

9.3	Spredningsveier og kilder	219
9.3.1	Generelt om viktige tilførselsveier.....	219
9.3.2	Kjente lokale kilder på Sentral-Spitsbergen	220
9.4	Nivåer av miljøgifter i miljøet	227
9.4.1	Forurensning i luft.....	227
9.4.2	Forurensning i sjøvann og strender.....	228
9.4.3	Forurensning i fisk	229
9.4.4	Forurensning i fugl.....	229
9.4.5	Forurensning i fugl – snøspurvstudien	232
9.4.6	Forurensning i pattedyr.....	232
9.4.7	Plast i dyr på Svalbard.....	234
9.5	Effekter	235
9.5.1	Generelt om effekter.....	235
9.5.2	Effektstudier med relevans for Sentral-Spitsbergen	235
9.5.3	Samvirkende effekter	236
9.6	Kunnskapsbehov	237
9.7	Tiltak.....	238
10	Klima.....	239
10.1	Observasjoner av klimaparametere – status og forventet utvikling.....	239
10.1.1	Temperatur.....	239
10.1.2	Nedbør	240
10.1.3	Vind.....	241
10.2	Permafrost.....	241
10.3	Snødistribusjon.....	242
10.3.1	Nedbør	242
10.3.2	Snø.....	243
10.3.3	Regn.....	243
10.3.4	Framtid	244
10.4	Havis.....	248
10.5	Havmiljø	251
10.5.1	Isfjorden og Grønfjorden	251
10.5.2	Storfjorden	252
10.6	Isbreer på Svalbard.....	253
10.6.1	Bremassebalanse	254
10.6.2	Frontposisjon.....	256

10.6.3	Effekt av breendringer på økosystemet	256
11	Referanser.....	259
12	Vedlegg	286
12.1	Bestilling fra Sysselmannen på Svalbard	286
12.2	Norut-rapport på arealbruk	291
12.3	Sammenstilling av fiskeridata fra Fiskevernsonen ved Svalbard ved Fiskeridirektoratet.....	317

1 Innledning

I Tildelingsbrev 2016 fra Klima- og miljødepartementet (KLD) fikk Norsk Polarinstitutt følgende oppdrag med frist 1. april 2017:

«Etter bestilling fra Sysselmannen levere kunnskapsgrunnlag for forvaltningsplaner for nasjonalparkene på Sentral-Spitsbergen (Nordre Isfjorden, Sassen-Bünsow Land, Indre Wijdefjorden og Nordenskiöld Land), samt Festningen geotopvernområde. Kunnskapsgrunnlaget skal også omfatte mellomliggende ikke-vernede arealer på det sentrale Spitsbergen som grunnlag for å vurdere brukerbehov også innenfor disse områdene.»

Oppdraget ble ytterligere spesifisert i bestillingen fra Sysselmannen, datert 12. april 2016 (se vedlegg 12.1). I bestillingen vises det til at bakgrunnen for at kunnskapsgrunnlaget for Sentral-Spitsbergen skal utarbeides er at daværende Miljøverndepartementet i 2009 ba Sysselmannen om å utarbeide forvaltningsplaner for de store verneområdene på Svalbard. I henhold til bestillingen hadde Miljøverndepartementet også fokus på ferdsel, reiseliv og arealbruk, herunder mulige arealbrukskonflikter.

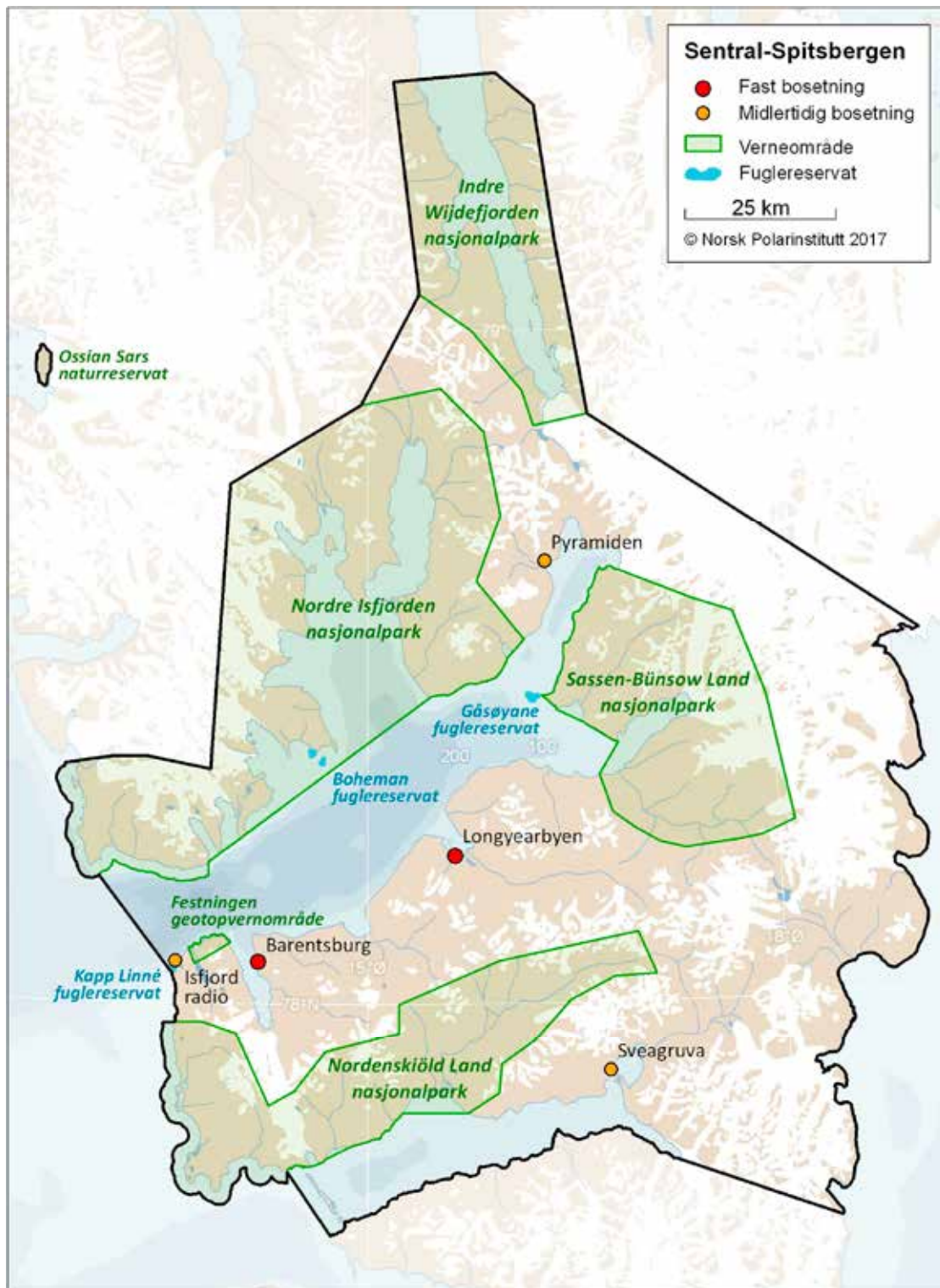
Sysselmannen understreker i bestillingen at målsetningen er en forutsigbar og kunnskapsbasert forvaltning. Kunnskapsgrunnlaget utarbeidet i denne prosessen, og rapportert her, utgjør dermed et ledd i prosessen mot en forvaltningsplan for nasjonalparkene på Sentral-Spitsbergen.

1.1 Beskrivelse av oppdraget

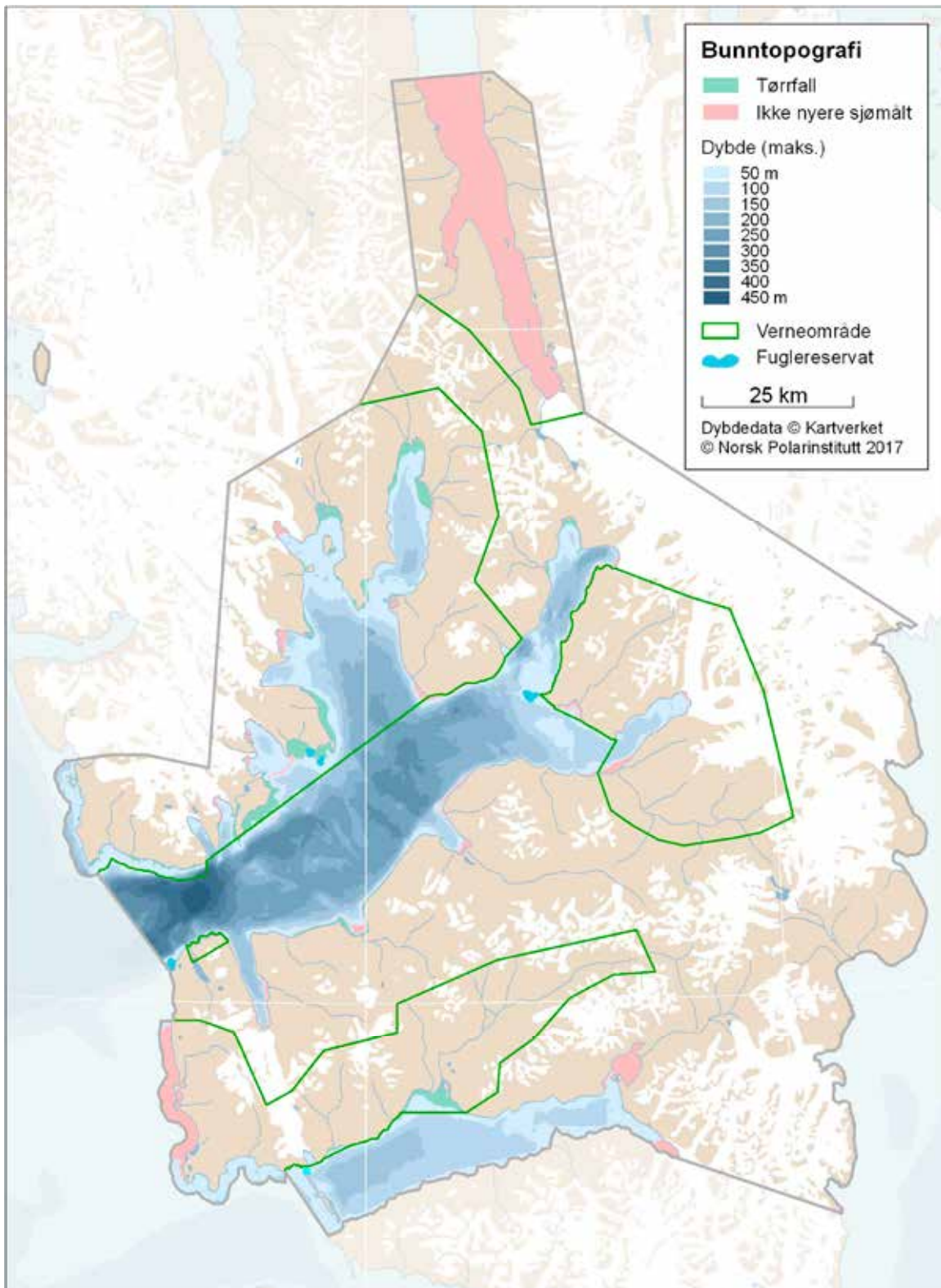
Sysselmannen på Svalbard spesifiserte i sin bestilling området utredningen gjelder for, jamfør over, og området inkluderer da Sentral-Spitsbergen samt kystområdene ved yttergrensene. Kart over utredningsområdet er vist i Figur 1 og bunnforhold i sjøen i Figur 2.

Sysselmannen har spesifisert oppdraget til å omfatte følgende temaer, med høyt fokus på kartfesting av informasjon, kort oppsummert under:

- Detaljerte, relevante og kvalitetssikrede data om fauna, herunder forekomst av fugl, pattedyr på land og i sjø, samt fisk, inkludert informasjon om tidsrom for når ulike lokaliteter er i bruk, høstbare arter og vurderinger av sårbarhet.
- Eksisterende kunnskap om vegetasjon, naturtyper samt sjeldne, sårbare, fremmede og rødlistede plantearter og naturtyper.
- Kartlegging og avgrensning av landskapstyper.
- Oversikt med avgrensning av geologiske verneverdier med interessante berggrunns- og kvartærgeologiske formasjoner og forekomster, samt forekomster av fossiler.
- Oversikt over marine områder med høy verdi (arter og naturtyper), og vurdering av evt. sårbarhet.
- Oversikt over hvilke områder som med hensyn til flora, fauna, landskap og geologi er mest sårbare for ferdsel og menneskelig aktivitet.
- Sammenstilling av kunnskap om forekomst av miljøgifter, både langtransportert og lokale kilder.
- Sammenstilling av oppdatert kunnskap om klimaendringer og konsekvenser av disse.
- Oversikt over omfang av ferdsel, hvilke typer ferdsel i de ulike områdene og på ulike perioder av året, samt redegjørelse av evt. arealbrukskonflikter.



Figur 1: Kart over utredningsområdet.



Figur 2: Dybdeforhold i utredningsområdet.

Sentral-Spitsbergen inkluderer de fleste bosetningene på Svalbard (med unntak av Ny-Ålesund). En viktig avgrensning av oppdraget fremgår i bestillingen fra Sysselmannen, nemlig at forvaltningsplanene ikke skal omfatte selve planområdene, se Figur 3. Dette vil si områdene rundt selve bosetningene, herunder Longyearbyen, Svea, Barentsburg, Pyramiden, Colesbukta og Ny-Ålesund. Disse områdene har egne planer. Det har generelt vært utfordrende å isolere kunnskapsgrunnlaget til kun områder som er utenfor planområdene, ergo er det inkludert forekomster av arter etc., i figurer også innenfor planområdene.



Figur 3: Planområdene unntatt fra utredningen.

1.2 Leveransen og begrensninger

Det ble i en tidlig fase i dialog med Sysselmannen besluttet å benytte kunnskapsgrunnlaget for Vest-Spitsbergen (Vongraven 2014) som utgangspunkt, med tanke på temaer og oppbygning. Også generell, beskrivende tekst er benyttet til tider direkte fra denne rapporten der det har vært hensiktsmessig.

Enkelte elementer i bestillingen er enten utgått eller modifisert gjennom dialog med Sysselmannen. Dette gjelder følgende temaer:

- Kartlegging av landskap etter Natur i Norge (NiN)-modellen – utgår på grunn av at NiN ikke er tilrettelagt for Svalbard.
- Vurderinger av sårbarhet på populasjonsnivå – oppløseligheten på data er ikke tilstrekkelig god, blant annet grunnet at dette dreier seg om dynamiske miljøverdier.
- Det er ikke tilstrekkelig kunnskap for å kunne vurdere økologisk tilstand av Indre Wijdefjorden på en tilfredsstillende måte. Det er imidlertid inkludert en beskrivelse av området.
- Sensitive data, som eksempelvis hi-områder for fjellrev og hekkeområder for sabinemåke, er ikke offentlig informasjon, og er derfor ikke kartfestet i denne rapporten. Dataene er imidlertid tilgjengelige for Sysselmannen.
- Arealbrukskonflikter: På grunn av lite datagrunnlag ble det besluttet å gjennomføre et pilotprosjekt med en gjennomgang av eksisterende datagrunnlag og en vurdering av om det er mulig/hensiktsmessig å gjennomføre en større studie. Pilotprosjektet er gjennomført og er omtalt senere i rapporten.

1.3 Oversikt over bidragsyttere og underleveranser

Rapporten er utarbeidet av Norsk Polarinstitutt under ledelse av Nina Mari Jørgensen og Øystein Overrein, og har i hovedsak vært utført av Polarinstituttets ansatte, slik det fremgår av tabellen under. For fagtemaer der Polarinstituttet ikke selv har kompetanse ble det hentet inn relevante utredninger fra underleverandører. Det ble satt ut oppdrag til henholdsvis Norsk institutt for naturforskning (NINA) og Norut.

Tabell 1: Oversikt over bidragsyttere og underleverandører, listet opp i temaer fra Sysselmannens bestilling.

Tema	Undertema	Navn	Institusjon
Fauna			
	Andefugler, gjess, vadere og sjøfugl	Hallvard Strøm	Norsk Polarinstitut
	Sjøpattedyr, herunder storkobbe, ringsel, hval	Christian Lydersen	Norsk Polarinstitut
	Isbjørn	Jon Aars	Norsk Polarinstitut
	Fjellrev og rype	Eva Fuglei	Norsk Polarinstitut
	Svalbardrein	Åshild Ønvik Pedersen	Norsk Polarinstitut
	Røye	Martin Svenning	Norsk institutt for naturforskning (NINA)
	Fremmede arter	Eva Fuglei, Virve Ravvolainen og John Richard Hansen	Norsk Polarinstitut
	Høstbare arter	Åshild Ønvik Pedersen og Øystein Overrein	Norsk Polarinstitut
Flora	Vegetasjon, naturtyper, sjeldne, fremmede, sårbare og rødlistede planter og naturtyper	Virve Ravolainen	Norsk Polarinstitut
Landskap	Kartlegging og avgrensning	Synnøve Elvevold og Per Inge Myhre	Norsk Polarinstitut
Geologi	Geologiske verneverdier	Synnøve Elvevold og Per Inge Myhre	Norsk Polarinstitut
Marine verdier	Arter og naturtyper	Ida Kessel Norgård, Cecilie von Quillfeldt og Nina Mari Jørgensen	Norsk Polarinstitut
Sårbarhetsvurderinger	Flora, fauna, landskap og geologi	Dag Vongraven og Øystein Overrein med respektive fagpersoner til tema, nevnt ellers i denne tabellen.	Norsk Polarinstitut
Miljøgifter	Kunnskapsstatus	Heli Routti, Ingeborg Hallanger, Amalie Ask og Geir Wing Gabrielsen	Norsk Polarinstitut
Klima	Kunnskapsstatus	Sebastian Gerland, Jack Kohler, Olga Pavlova, Mikhail Itkin og Nina Mari Jørgensen	Norsk Polarinstitut
Reiseliv og ferdse	Pilotprosjekt arealbrukskonflikter	Ingvild Nylund	Norut
	Kunnskapsstatus, skipstrafikk	Øystein Overrein og Nina Mari Jørgensen	Norsk Polarinstitut
Kartpresentasjoner	Alle temaer	Anders Skoglund	Norsk Polarinstitut
Tilrettelegging av data	Alle temaer	Anders Skoglund og Are Bjørdal	Norsk Polarinstitut

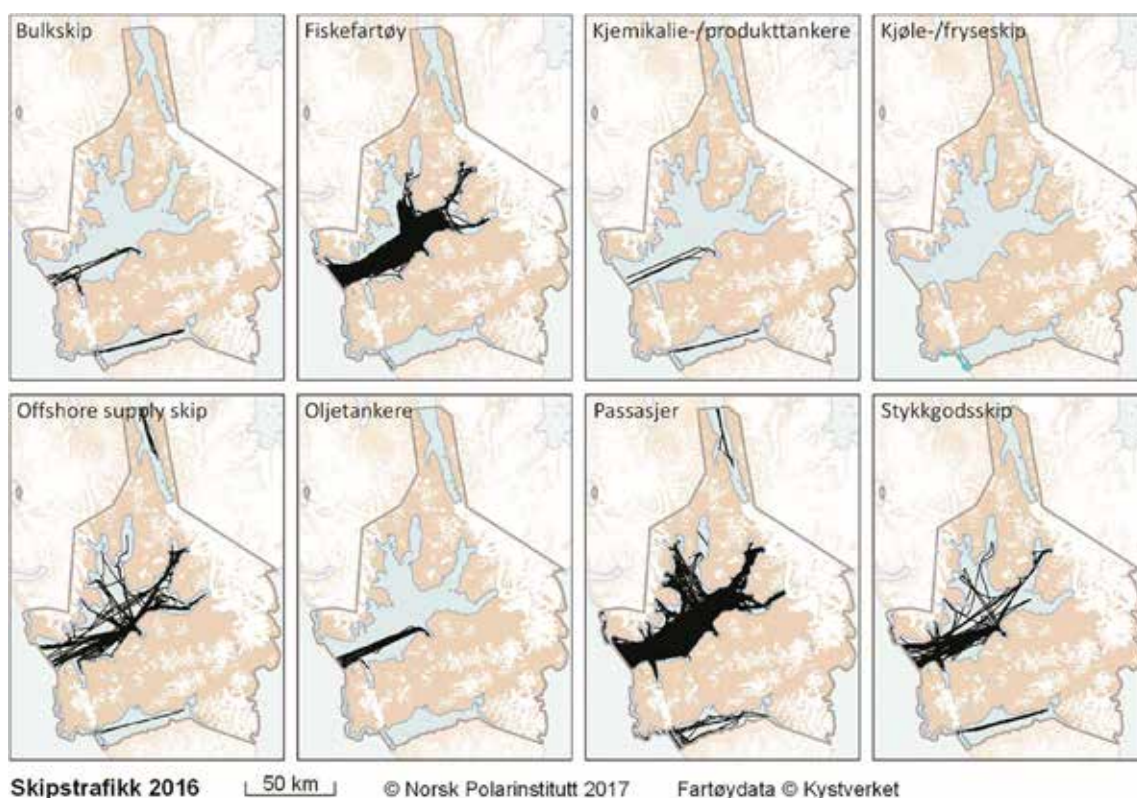
2 Påvirkninger fra menneskelig aktivitet

I sin bestilling har Sysselmannen sagt at de ønsker en oversikt over ferdsel, med statistikk over typer av ferdsel til ulike områder og i ulike perioder av året. Så langt mulig ønsker de at det redegjøres for arealbrukskonflikter, med spesiell fokus på konflikter mellom dyre-/planteliv og menneskelig aktivitet i tillegg til konflikter mellom motorisert og ikke-motorisert friluftsliv/ferdsel. Kunnskap som er relevant for et økosystembasert perspektiv i forvaltningsplanen er også ønskelig.

I dette kapitlet er det sammenstilt informasjon om menneskelig aktivitet, med hovedfokus på ferdsel.

2.1 Skipstrafikk

Skipstrafikk er nødvendig for å frakte gods, varer og i noen tilfeller passasjerer til og fra Svalbard. Det meste av trafikken går inn til bosettingene, og således inn i utredningsområdet Sentral-Spitsbergen, med Isfjorden som den viktigste leden. Figur 4 viser en oversikt over ulike fartøytyper som går inn i Isfjorden, basert på AIS-data.



Figur 4: Typer fartøy som seiler i utredningsområdet gjennom hele året. Kilde: Havbase, Kystverket.

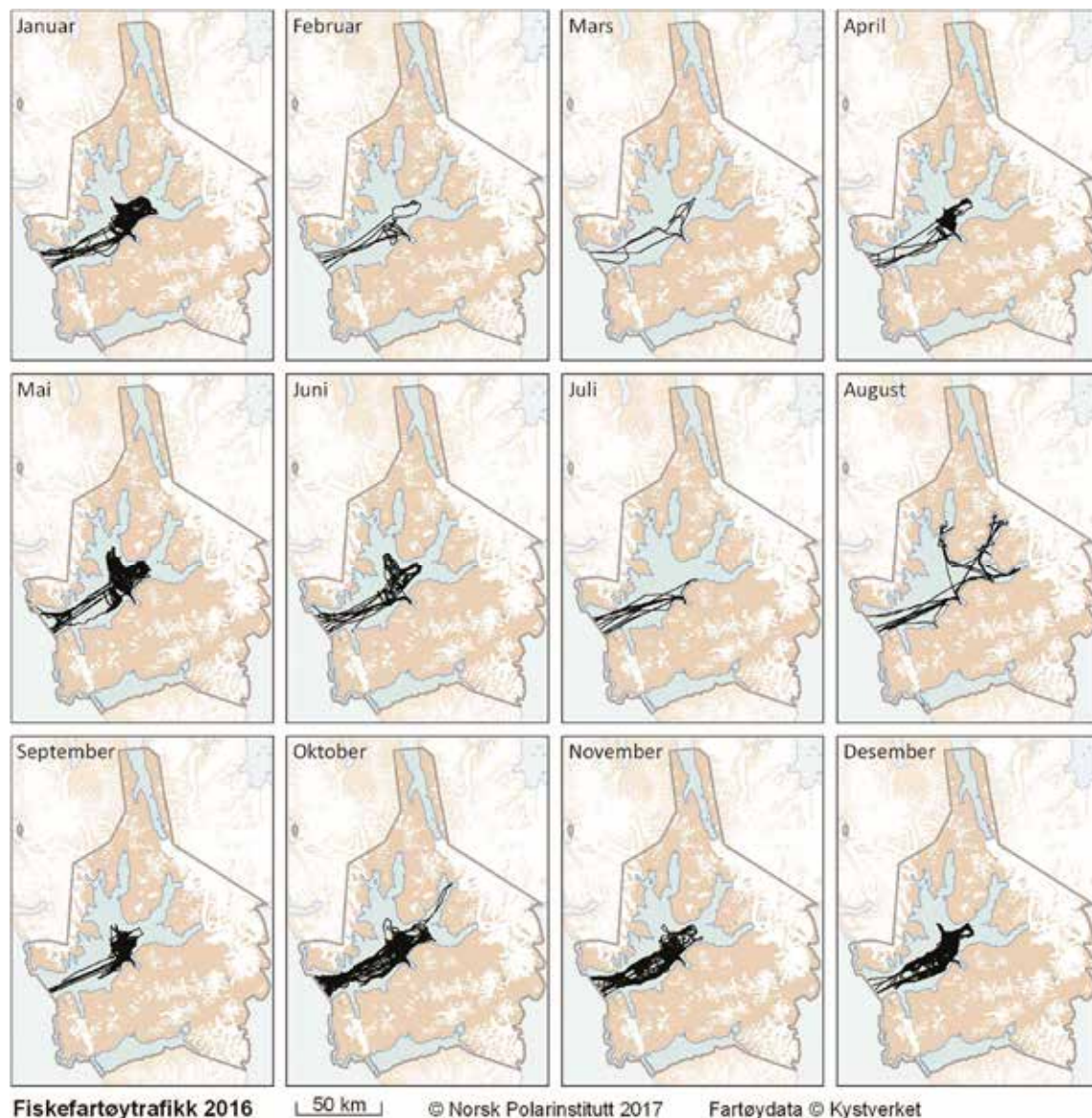
Skipstrafikk vil også kunne føre til lokale forstyrrelser av sjøfugl og sjøpattedyr. Dette kan gi ulike utslag, avhengig av blant annet tidspunkt. Det er kritisk med forstyrrelse av fugl i hekketiden, eller sel med unger eller i hårfelling. I forbindelse med turisme bestreber mange skip seg på å komme nær innpå dyrelivet, for å gi passasjerene en best mulig opplevelse. Dette kan også være tilfellet i forbindelse med ilandstigninger i nærheten av f.eks. liggeplasser for hvalross og store fuglefjell. Det at dyrene ofte blir liggende i ro er ikke

ensbetydende med at de ikke påvirkes. Hjerterytmen kan øke og dermed forbrenningen, noe som kan være uheldig i kalde farvann. Fugl som hekker forlater imidlertid ofte redet og lar egg og unger ligge ubeskyttet for vær og vind og eventuelt predatorer som benytter sjansen. Polarlomvi og lomvi er spesielt utsatt i og med at de legger egg direkte på fjellhyllen, som ved brå flukt kan falle ned.

Støy fra skipstrafikk er også en mulig påvirkning. Oljesøl ved havari/grunnstøtinger gir imidlertid særlig grunn til bekymring. Begge deler er omtalt senere i rapporten.

2.2 Fiskerier på og rundt Sentral-Spitsbergen

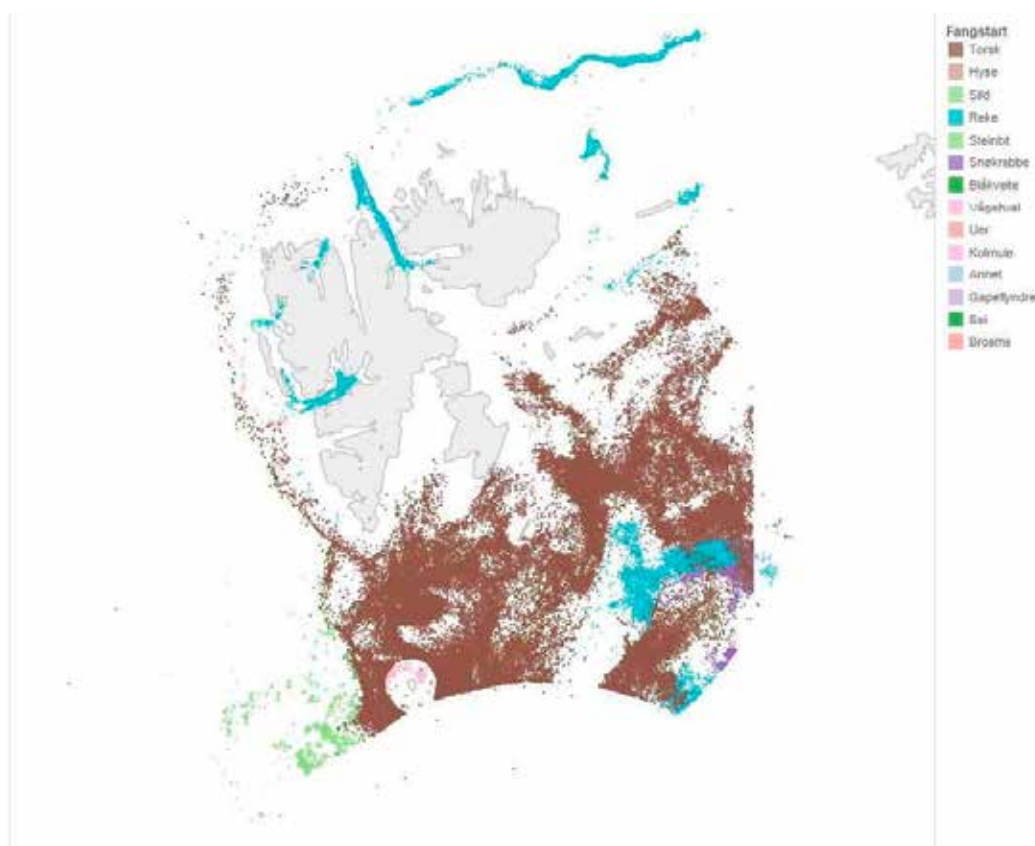
I farvannene i tilknytning til eller innenfor Sentral-Spitsbergen fiskes det etter torsk, hyse og reker, se Figur 5 for en oversikt over fiskeriaktivitet på bakgrunn av AIS-data.



Figur 5: Fiskefartøy som seiler i utredningsområdet per måned, 2016-data. Kilde: Kystverket, Havbase.

Høsting av arter ved fiske er en aktivitet som påvirker økosystemene på ulike måter. For det første fjernes åpenbart individer i en årsklasse eller flere, videre kan det påvirke forholdet mellom predatorer og byttedyr. Avhengig av utstyr som benyttes kan også miljøet påvirkes direkte, eksempelvis ved bunntåling. Omfanget av fiskeriene i Svalbard-sonen utgjør ca 4 % av de samlede fiskeriene i Norge, i verdi (Misund med flere, Svalbardposten 2016). Fiskeriene i Svalbard-sonen er forventet å øke fremover etter hvert som sørlige arter trekker nordover som følge av varmere vanntemperaturer.

Fiskeridirektoratet har på forespørsel fra Norsk Polarinstitutt sammenstilt landingsdata fra farvannene rundt Svalbard fra norske fartøyer i årene 2010-2016, se Figur 6 for visuell fremstilling hentet fra Fiskeridirektoratets brev, vedlegg 12.3.



Figur 6: Fangst i Fiskevernsonen ved Svalbard 2010-2016. Kilde: Fiskeridirektoratets registre over elektroniske fangst- og aktivitetsdata.

Som det fremgår av Figur 6, er fiskeriaktiviteten størst innenfor den sørøstre delen av fiskevernsonen. Videre fremgår det at innenfor utredningsområdet er det reke som fangstes. Landingene av reke i perioden 2010-2016 fra Fiskevernsonen ved Svalbard utgjorde 47 005 tonn til en verdi av en drøy million kroner (i hht Fiskeridirektoratets oversikt, kr 1 058 982). Utstyret benyttet var reketrål, inkludert sputniktrål.

Rapportert fangst i Isfjorden i perioden 2010-2016 fremgår av Tabell 2 under, basert på norske fartøyer over 15 meter. Det ble også sjekket for Van Mijenfjorden, men ikke funnet data fra fartøyer inne i fjorden.

Tabell 2: Rapportert fangst i rundvekt tonn fra posisjoner tilhørende Isfjorden fra norske fartøy i perioden 2010-2016. Kilde: Fiskeridirektoratet.

	Fangstår							
Fangstet art	2010	2011	2012	2013	2014	2015	2016	Alle år
Reke	357	461	337	752	673	201	837	3618

Fiske av makrell ser ikke ut til å foregå innenfor fiskevernsonen i tidsperioden, ifølge Fiskeridirektoratet.

Imidlertid fremgår det også av Figur 6 at torskefisket foregår i umiddelbar nærhet av Spitsbergen, og således kan tenkes å påvirke dyreliv i tilknytning til området. Av redskaper er det mest allment benyttede redskapet bunntrål (se vedlegg 12.3).

I henhold til Barentswatch sin kartløsning over fiskeriaktivitet var det linefiske på eller ved Isfjordbanken som var mest vanlig i 2016. Makrell ble for første gang fisket i Isfjorden i 2014. I henhold til Berge et al. (2015), ble makrell for første gang registrert i Isfjorden i september 2013, hvilket var den nordligste registrering av makrell noensinne. Berge et al. (2015) undersøkte mageinnholdet og fant at makrellen hadde spist primært ungsild.

Et forprosjekt på effekter av bunntråling ved Svalbard oppsummerte tilstanden på sjøbunnen i tre trålte områder, henholdsvis Isfjorden, Kongsfjorden/Krossfjorden og Hinlopen (Øseth et al. 2016). Bakteppet var at disse områdene har blitt utsatt for varierende trålingsintensitet gjennom årene og at man ønsket å se på evt. dokumenterbare effekter i bunnsamfunnene med tanke på å etablere overvåkingsindikatorer. Tanken var at overvåking kan bli et behov etter hvert som fiskeriaktiviteten øker i fremtiden. Øseth et al. (2016) grupperte data fra Havforskningens tokt i alle tre områdene i typer samfunn. De undersøkte bunnsamfunnene i indre del av Isfjorden var alle innen samfunnstype 7, karakterisert ved moderat trålingsintensitet, lav artsrikdom og lav biomasse.

Havforskningsinstituttet har anslått at 30-50 % av norske korallrev er skadet eller ødelagt som følge av bunntråling (også snurrevad, garn og line kan rive av deler av koraller). I områdene rundt Svalbard er det så langt ikke rapportert om korallrev, men det er funnet enkeltforekomster av koraller og andre sensitive arter (Øseth et al. 2016). I tillegg til habitatendring ved bunntråling og bifangst, kan tap av fiskeredskap, f.eks. garn, påvirke sjøfugl og sjøpattedyr.

2.3 Petroleumsvirksomhet

Den miljømessige påvirkning av det marine miljø ved olje-/gassutvinning varierer avhengig av type aktivitet. Foreløpig er det ikke aktuelt med petroleumsvirksomhet i nærområdene til Sentral-Spitsbergen, verken på sokkelen eller på land. Seismikk er omtalt nedenfor, i forbindelse med undervannsstøy.

2.4 Undervannsstøy

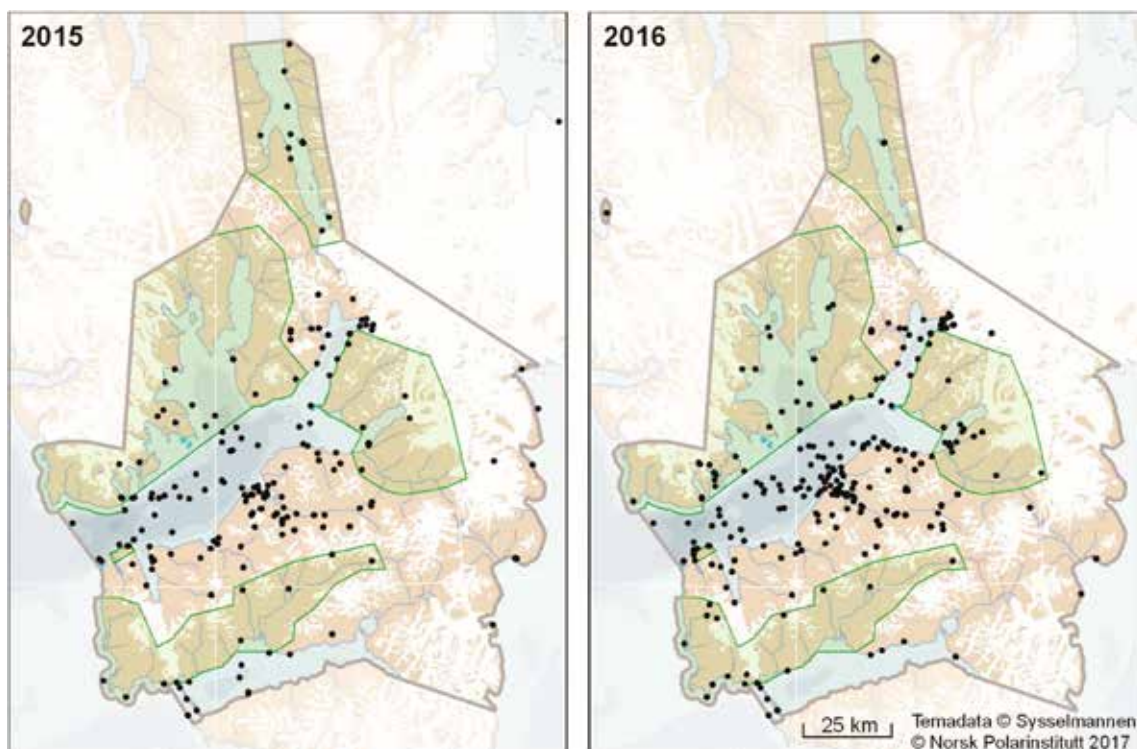
Undervannsstøy oppstår naturlig, som ved jordskjelv, lynnedslag, kraftig regn, dyrelyder og vulkanutbrudd på sjøbunnen, men også forårsaket av menneskelig aktivitet som skipsfart, seismisk skyting, boring på sjøbunnen og militær aktivitet. Av menneskelige aktiviteter skiller seismisk støy seg ut. Seismiske undersøkelser av havbunnen kan utgjøre en reell trussel for marin fauna avhengig hvilke formål undersøkelsene har, og dermed hvilken type seismikk som brukes. Industriell seismikkskyting som benyttes når man leter etter forekomster av olje

og gass inneholder mye energi og er potensielt skadelig for marin fauna som er i nærheten, eksempelvis sjøpattedyr. Vitenskapelige studier i mindre skala og av mindre omfang foretas ofte med seismisk utstyr som produserer lyd med mye lavere energi, som må regnes som ufarlig. Seismikkskyting forekommer på sokkelen utenfor Sentral-Spitsbergen.

2.5 Helikopterlandinger

Fra Sysselmannen har vi fått oversendt et par grove oversiktskart som viser hvor det ble gjort helikopterlandinger i 2015 og 2016. Disse kartene inneholder data om landinger fra alle helikopteroperatører med unntak av Trust Arktikugols landinger i Pyramiden og alle helikopterlandinger på landingsplasser i Ny-Ålesund, Longyearbyen, Barentsburg og Svea.

Kartene i Figur 7 gir en oversikt med antall landinger fordelt på 10x10 km ruter på hele Svalbard i 2015 og 2016. Fokuserer man på Sentral-Spitsbergen er landingene spredt over hele området. Antallet landinger er ulikt for de to årene (348 landinger i 2015 og 566 i 2016) og fordelingen av landingene geografisk er heller ikke lik. Det er en høy frekvens av landinger spesielt i følgende områder: Indre deler av Billefjorden, nedre del Sassendalen, strekningen De Geerdalen-Deltaneset, nedre og midtre deler av Adventdalen, Colesbukta, Grønfjorden øst, Festningen geotopvernområde - Linnévatnet, Akseløya, og øst for Ymerbukta. Mange landinger er gjort på helikopterdekk på skip. I 2015 utgjorde slike landinger ca. 33 % og i 2016 ca. 30 %.

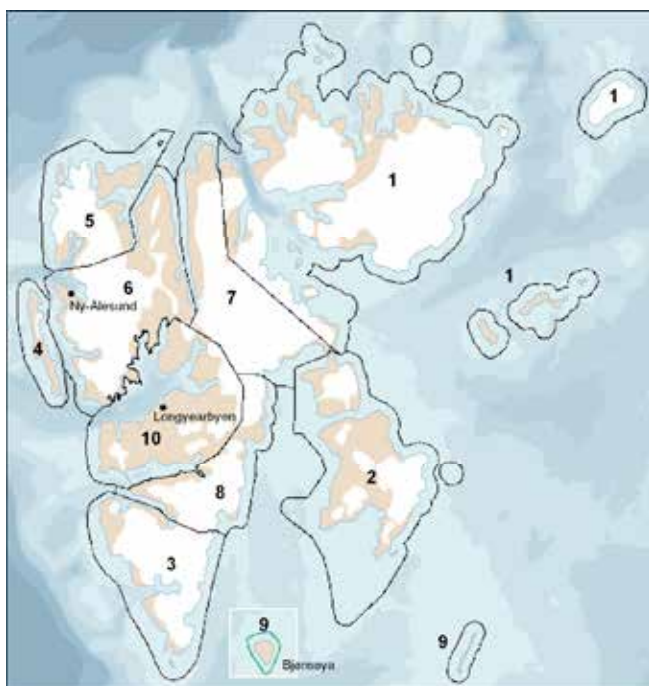


Figur 7: Helikopterlandinger 2015 og 2016. Kilde: Data fra Sysselmannen på Svalbard.

2.6 Ferdsel i forbindelse med reiseliv

Sysselmannen har vært sentral i arbeidet med å hente inn grunnlagsdata og har bistått i å få tilgang til data fra Visit Svalbard (tidligere Svalbard Reiseliv) som samler inn data fra reiselivsoperatørene. Et felles trekk ved de data som er tilgjengelige, er at de er rimelig grove, i den forstand at de ikke har en oppløsning som gjør dem egnet til å si noe veldig eksakt om ferdselsbelastning og konfliktnivå. De har også klare begrensninger ved at de mangler detaljert informasjon på omfanget av ferdselen. Et godt eksempel på dette er snøskuterbruken. Sysselmannen har en god oversikt over hvor hoveddelen av ferdselen foregår, spesielt hva angår guidede turer. Men hvor stor ferdselen faktisk er på de ulike traséene, vet en svært lite om. Først i de siste to vintre er det satt opp ferdselstellere på to steder – nedenfor Longyearbreen og ved Jernsenga inne i Adventdalen.

Data for de ulike typer ferdsel er fordelt på forvaltningsområder i rapporteringen fra Visit Svalbard, se Figur 8 under.



Figur 8: Kart over de såkalte forvaltningsområdene på Svalbard. Disse områdene har vært brukt i rapportering av ferdsel siden 1990-tallet, men er nå i ferd med å fases ut.

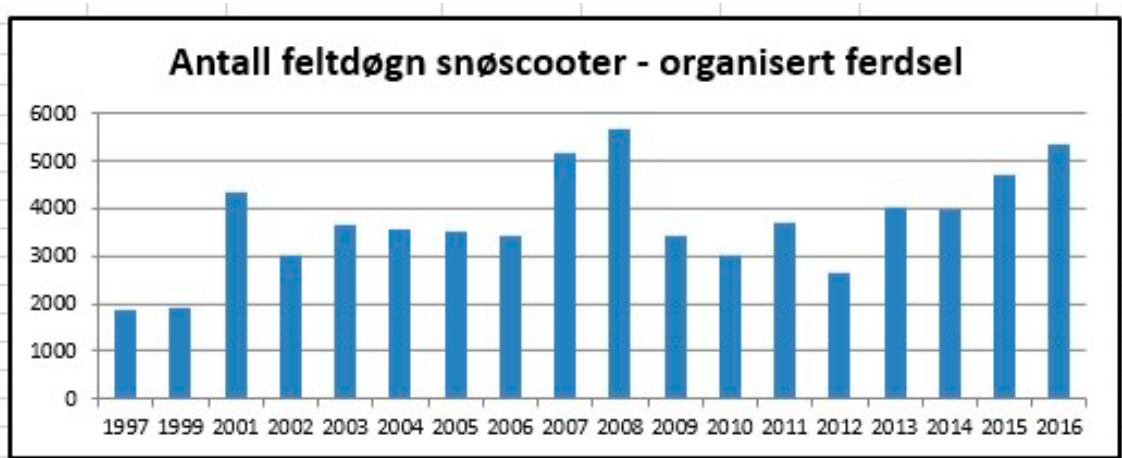
2.6.1 Snøskuter

Snøskuterferdselen har lenge vært overvåket som en indikator med to parametre i Miljøovervåking Svalbard og Jan Mayen (MOSJ). Bare en av disse parameterne er beholdt: «Registerte snøskutere på Svalbard». Den andre parameteren «Bensinforbruk i Longyearbyen» ble avvirket i 2009 da den ikke ga noen informasjon om omfanget av ferdsel og heller ikke hvor ferdselen foregikk. Det finnes fortsatt ikke statistikk på snøskutertrafikken langs kjente traséer på Svalbard. De siste to vintre er det gjort ferdselstelling på tellepunkter ved Jernsenga inne i Adventdalen og nedenfor Longyearbreen, men disse dataene er ikke klargjort for analyse.

Visit Svalbard har statistikk for antall guidede skuterturer og antall skutere involvert, men det sier heller ingenting om ferdselsvolum og hvor belastningen er størst.

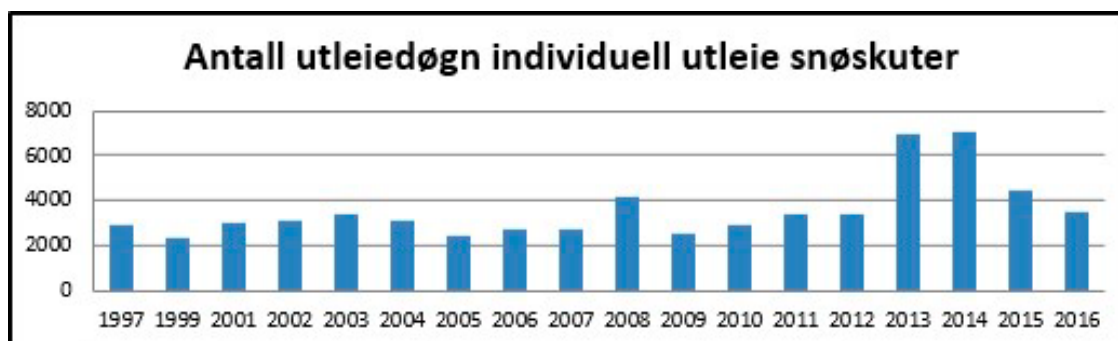
Snøskuterferdselen fordeler seg, i følge den statistikk over feltdøgn vi har fått fra Visit Svalbard, på forvaltningsområdene 7, 8 og 10, jamfør Figur 8. Feltdøgn defineres som en tur av en halv eller hel dags varighet. Turer med varighet <12 timer regnes som 0,5 feltdøgn. For eksempel vil en tre timers tur med ATV – rundes opp til 0,5 feltdøgn. En guidet skutertur med start kl. 0900 og slutt kl. 1900, blir også 0,5 feltdøgn, (Sysselemanden pers. medd.). I 2016 var 98,7 % av feltdøgnene lagt til område 10. Totalt antall feltdøgn har ligget ganske stabilt de siste årene, men trenden er en viss økning, se Figur 9.

Volumet har variert mellom 3000 og 4000 feltdøgn årlig. Årene 2007 og 2008 var toppår. Etter den tid har det gått noe ned, men har økt igjen de siste fem år til en foreløpig topp i 2016 på 5374 feltdøgn.



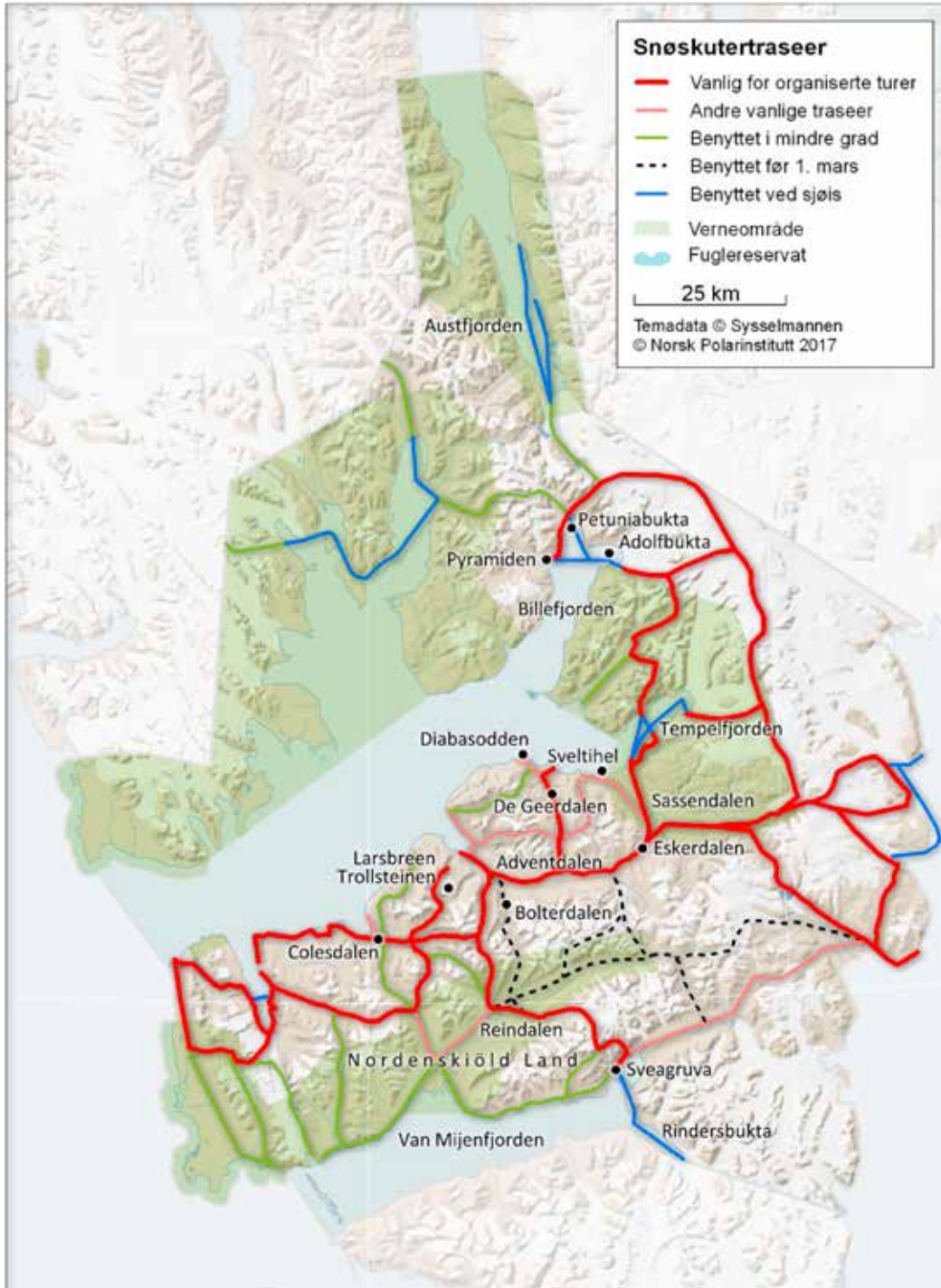
Figur 9: Organiserte snøskuterturer med guide har økt betydelig de siste fem år. Etter toppårene 2007 og 2008 var det en nedadgående trend, men den har nå snudd. (Kilde: Visit Svalbard).

Omfattende individuell ferdsel (ferdsel på egen hånd) kan være en utfordring for forvaltningen og til skade for miljøet. Individuell skuterferdsel kan være problematisk både mht. sikkerhet, kjøremønster og hensyntagen til bl.a. fauna og andre brukere som søker villmarksopplevelser uten støyforurensning. Omfanget økte betydelig i perioden 2009-2014, i 2015 ble det en markert nedgang. Nedgangen fortsatte i 2016 med 3500 utleiedøgn.



Figur 10: Antall utleiedøgn, individuell utleie snøskuter (Kilde: Visit Svalbard AS).

Sysselemanden har laget et kart over de mest brukte skutertraseene, se Figur 11. Dette er traseer som er umerket. Folk følger de fordi de representerer enkleste vei, har god såle og de vurderes av de som kjører for å være rimelig sikre. Men forskriften hjemler dem ikke som faste traséer. Det er ingenting til hinder for at såvel tilreisende som fastboende kan kjøre hvor de vil (med noen uttak i motorferdselsfrie områder) innenfor turområde 10.



Figur 11: Traseer for snøskuter. (Kilde: Sysselemanden på Svalbard 2016).

2.6.1.1 Arealbrukskonflikter snøskuterferdsel - fauna

Nytt for vintersesongen 2016-2017 er at det er gjort endringer i motorferdselsforskriften slik at fastboende og turister i følge med fastboende eller på guidede turer kan ta seg til Pyramiden ved å kjøre over breene. Dette har tvunget seg fram fordi det har vært lite og usikker is i Tempelfjorden over flere sesonger. Mye ferdsel på fjordisen her vil kunne representere en mulig forstyrrelse spesielt for isbjørn, men også til en viss grad for storkobbe og ringsel.

Traséene som leder over mot østkysten er mye brukt, spesielt i vintre med lite fjordis på Tempelfjorden og Billefjorden. Dersom det ikke er isbjørn med tilhold på de sistnevnte fjordene, ønsker mange å dra over til østkysten på guidet tur eller med fastboende som ledsagere. Denne ferdselen er rimelig uproblematisk forutsatt at snøskuterfølgene holder seg inne på land. Det har imidlertid ofte vært et problem at det kjøres ut på isen i Storfjorden for å lete opp isbjørn i innefrossen isbaks, selv om dette ikke er tillatt.

Traséen fra Sveagruva og inn til Rindersbukta er uheldig av samme årsak. Dersom det er lite fjordis andre steder, er det alltid is og dermed sel i de indre områder av Van Mijenfjorden. I slike vintre har også isbjørn tilhold i Van Mijenfjorden. Det samme gjelder Adolfbukta og Petuniabukta innerst i Billefjorden, samt Austfjorden i nord.

Traséene ellers på Nordenskiöld Land er preget av stor ferdselsbelastning. Konflikten med fauna er ikke stor dersom ferdselen følger dalbunnen og ikke strekker seg innover elveterrasene og flyene inn mot fjellfoten (disse områdene er viktige vinter- og vårbeiter for rein) eller opp i liene. De beste områder for svalbardrype og de fleste kjente hilokaliteter for fjellrev ligger oppe i terrenget, men ikke alle fjellrevhi gjør det. Øverst i Eskerdalen går skutertraséen uheldig nært et kjent hi. At ynglefrekvensen her er lav, kan mulig tilskrives motorferdsel i nærområdet til hiet. En lokalitet ved Sveltihel er på samme måte utsatt, tilsvarende gjelder for et område ved Diabasodden og ytterst i De Geerdalen, på vestsida dalmunningen.

Mange steder kan det se ut til at svalbardreinen har tilpasset seg ferdselsmønstret. Dette er der ferdselen er forutsigbar, der den foregår rimelig likt dag etter dag (i tid og rom) og langs de samme traséer. Imidlertid vil ferdsel utenom disse traséene og med stor fart kunne ha en forstyrrende effekt ved at den gir forstyrrelser i beiterytme og kunne øke energiforbruk når dyr skremmes på flukt.

Snøskuterferdselen på Svalbard har ingen fastsatt sluttdato. Dette betyr at det kjøres så lenge føret tillater det. I seine vårer vil den situasjon kunne oppstå at tusenvis av kvitkinngjess og kortnebbgjess har ankommet sentrale dalfører som Sassendalen, Adventdalen, Colesdalen og Reindalen. Gjessene trenger ro til å beite seg opp etter trekket nordover og komme i best mulig kondisjon før hekkestart. Hyppige forstyrrelser kan medføre at gjessene ikke får effektivisert sin beiting maksimalt, som er uheldig.

Det er et klart behov for mer kunnskap om effekter på fauna. En vet en del om effekter på enkeltindivider ved provokasjonsstudier, men en vet lite eller ingenting om effekter på populasjoner. Ingenting tilsier at en med dagens kunnskap kan konkludere med at motorferdsel er uproblematisk for dyrelivet. Vi går en framtid i møte der det er politisk vilje og ønske om mer ferdsel og flere næringshytter samtidig som at dyrelivet utsettes for dramatisk klimaendringer som slår ut på næringsøk, byttedyrtilgang og beitetilgang. Den samlede effekt av alle disse endringer kan bli betydelig.

2.6.1.2 Arealbrukskonflikt snøskuterturer og hundesledeturer

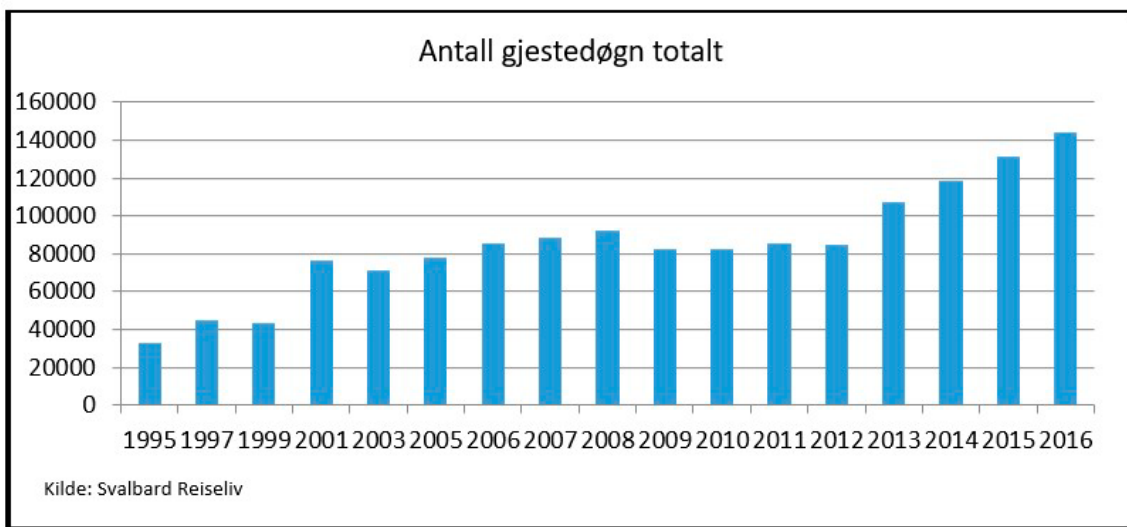
Turer med hundespann er blitt mer og mer populært på Svalbard og antall operatører som tilbyr slike turer er økende. Stort sett lever den ikke-motoriserte vinterturismen fredelig ved siden av den motoriserte, men det er en kilde til arealkonflikt. De aktørene som har drevet lengst, som f.eks. Svalbard Villmarkssenter, har over mange år etterlyst en større vilje og evne fra myndighetenes side for å fremme det ikke-motoriserte tilbudet på Svalbard.

Siden 2002 har det vært to motorferdselsfrie områder på Sentral-Spitsbergen. Det ene fra Bolterdalen og over til østkysten, det andre ved Larsbreen-Trollsteinen (jfr. Figur 11) Det har vært luftet ønske om et tredje motorferdselsfritt område i De Geerdalen, men dette har ikke kommet til realitetsbehandling.

I en rapport fra Norut, Nylund (2016), konkluderes det med at det er noe ulike meninger, men at det stort sett er liten konflikt. Noen av aktørene som driver med hundespann etterlyser større vilje hos sentrale myndigheter for tilrettelegging for ikke-motorisert ferdsel, flere motorferdselsfrie områder og innkorting av tida for skuterferdsel i de motorferdselsfrie områdene. I en del områder er stillhet blitt en knapphetsressurs. Det vises for øvrig til kapittel 5 i Noruts rapport fra 2016, se vedlegg 12.2.

2.6.2 Gjestedøgn i Longyearbyen

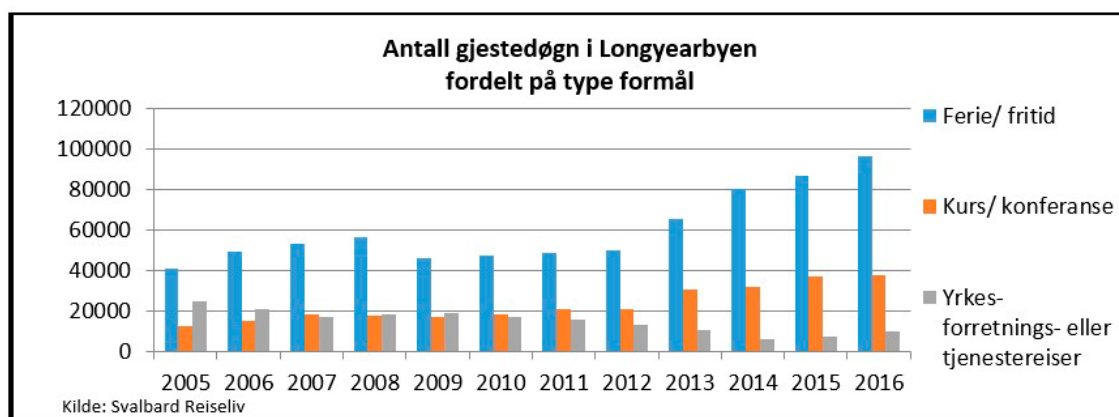
Statistikk mottatt fra Visit Svalbard via Sysselmannen viser at det har vært en sterk økning i antall gjestedøgn fra 2008 til 2016, fra 92.000 til 144.129, se Figur 12. Perioden mars-august har utvilsomt størst antall gjester. Hvor de ferdes og hva de gjør på Svalbard, sier ikke statistikken noe om.



Figur 12: Antall gjestedøgn i Longyearbyen per år (Kilde: Visit Svalbard).

2.6.2.1 Gjestedøgn etter formål

Dette er en parameter i MOSJ. Formålet Ferie/Fritid dominerer og har vært sterkt økende de senere år, se Figur 13.

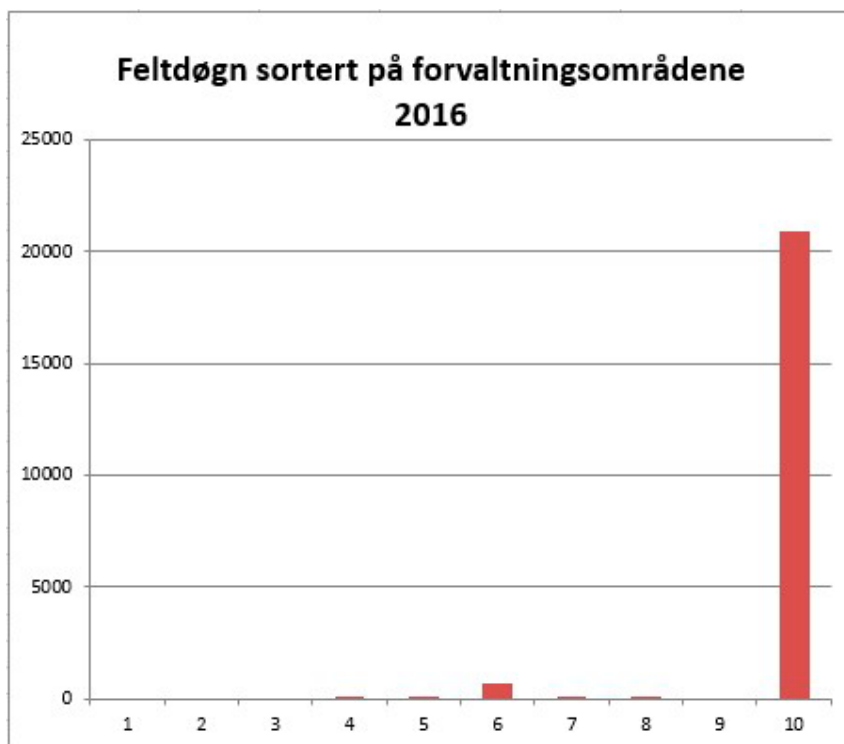


Figur 13: Overnattinger i Longyearbyen fordelt på kategorier. Ferie/fritid er det formål som øker sterkest (Kilde: Visit Svalbard AS).

2.6.2.2 Feltdøgn pr aktivitet

Ferdelsstatistikken har sine svakheter, og det pågår for tiden et arbeid hvor Sysselmannen og Visit Svalbard prøver å rydde opp og utvikle klarere sortering på type aktiviteter. Turområde 10 er det område hvor ferdselen er størst uansett type aktivitet, jamfør Figur 14.

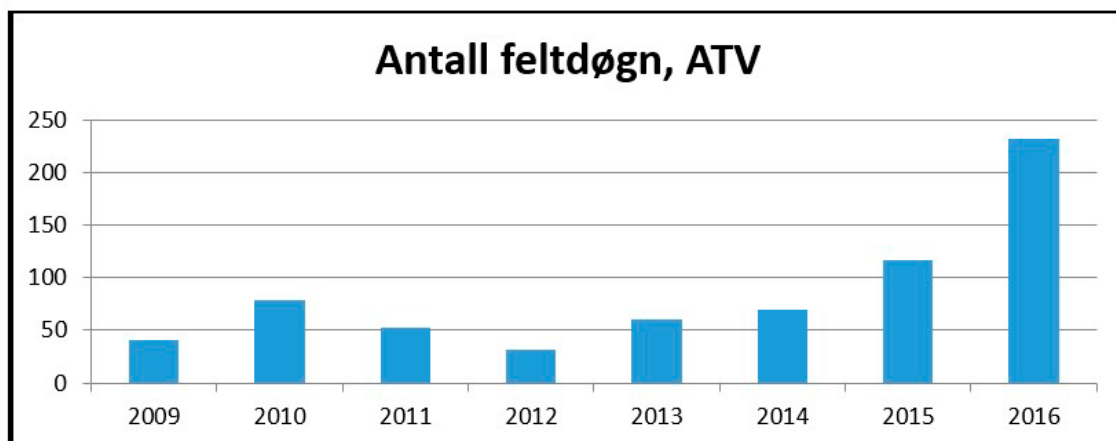
Sammenliknet med tidligere år skjer en gradvis dreining mot mer konsentrering av ferdselen innenfor turområde 10.



Figur 14: Antall feltdøgn per forvaltningsområde. Kilde: Visit Svalbard AS.

Aktiviteter utenom snøskuter (dvs. definert som «annet» i Visit Svalbards statistikker) omfatter bl.a beltevognurer, turer med fatbike, diverse aktiviteter rundt hundegårdene m.m. Denne kategorien ferdsel har økt enormt de senere år og var i 2016 oppe på 5800 feltdøgn totalt.

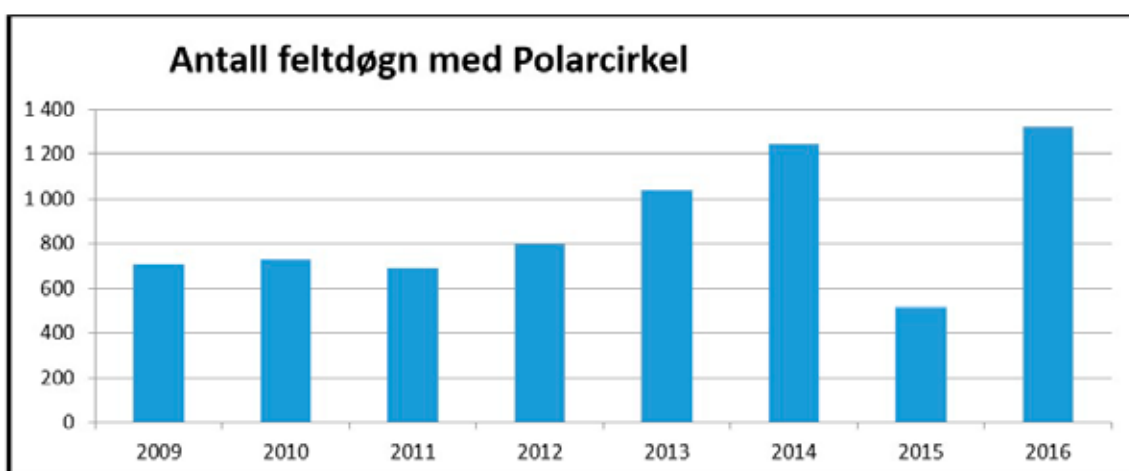
ATV-safari finner vi bare i turområde 10. Dette tilbudet ser ut til å ha hatt begrenset interesse i årene 2009-2014. På de åtte årene en har statistikk, har det årlig vært snakk om 32 til 78 feltdøgn. Men fra 2013 til 2016 er antall feltdøgn med ATV nært firedoblet og var i 2016 på 232 døgn, se Figur 15.



Figur 15: Antall feltdøgn med ATV. (Kilde: Visit Svalbard AS)

Brevandring har tidligere i størst grad foregått i område 6 (nord for Isfjorden), men i de siste tre årene har det tatt seg opp i område 10. I førstnevnte område har det variert mellom 20 og 40 feltdøgn årlig. I 2016 toppet område 10 med 57 feltdøgn innen brevandring. Totalt antall feltdøgn i 2016 var 92.

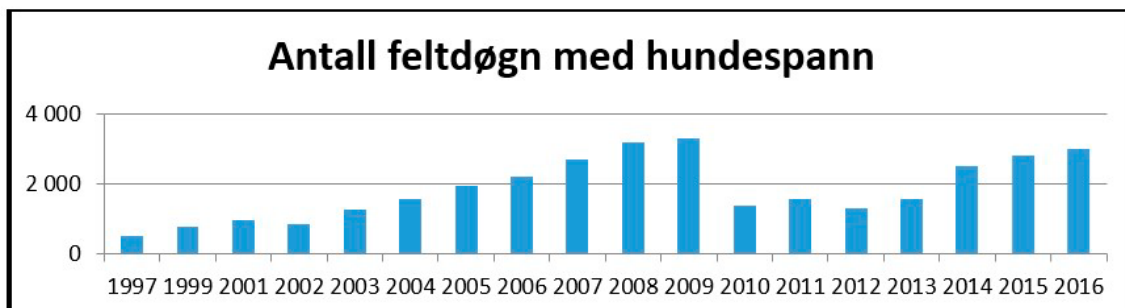
Gummibåt/polarcirkelbåt tilbys nesten utelukkende i område 10. Volumet har økt fra ca. 700 feltdøgn i 2009 til 1323 feltdøgn i 2016, se Figur 16.



Figur 16: Antall feltdøgn med gummibåt/polarcirkel (Kilde: Visit Svalbard AS).

Turer med hundespenn foregår i stor grad i område 10. Her gikk volumet ned fra 2245 feltdøgn i 2009 til 1100-1200 feltdøgn i flere år før det igjen ble et oppsving til 1954 feltdøgn

i 2014, se Figur 17. Siden har det økt jevnt. I 2009 var det et mindre antall feltdøgn også i område 5, 6, 7 og 8, men det er nå er det bare i område 8 som har slike turer med 130 feltdøgn i 2014. Hundeslede på hjul har lite volum. Aktiviteten tilbys primært på veien innover Adventdalen. Volumet har økt fra 35 feltdøgn i 2009 til 652 feltdøgn i 2016.

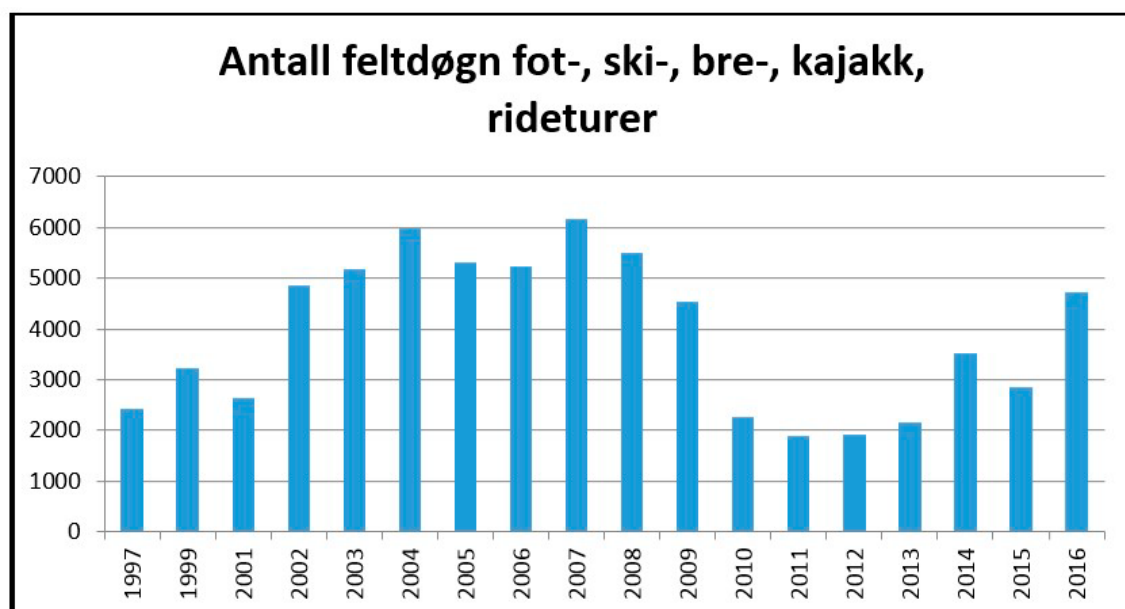


Figur 17: Antall feltdøgn med hundespenn. Kilde: Visit Svalbard AS.

Isgrøtteturer tilbys bare i område 10. De siste årene har volumet variert mellom ca 200 og 870 feltdøgn. Populariteten har holdt seg godt, men varierer etter hvor tilgjengelig isgrøttene er. Fra 2015 til 2016 var det en betydelig økning fra 258 feltdøgn i 2015 til 779 i 2016.

Kajakk finner vi som et tilbud i område 6 og 10. Kajakkpadling har ikke noe stort omfang, men ligger mellom 140-400 feltdøgn årlig de siste årene.

Skiturer er økende i volum og er fordelt over mange områder da både område 3, 6, 7, 8 og 10 er representert i 2014. I årene 2009 til 2014 har volumet økt fra 428 feltdøgn i 2009 til 1045 feltdøgn i 2014, over 60 % av disse fant sted i område 10. De to siste år er volumet redusert og var på 604 døgn i 2016.



Figur 18: Oversikt over antall feltdøgn med fot-, ski-, bre- kajakk og rideturer. Kilde: Visit Svalbard AS.

Rideturer har lite omfang og tilbys bare ved Longyearbyen. Omfanget er ca. 20 feltdøgn årlig.

Turer til fots, primært på barmark, fordeler seg på Område 6 og 10. Volumet har totalt sett vært rimelig stabilt de siste 6 år, på ca. 2000 feltdøgn. Område 6 har bare ca. 250 feltdøgn.

2.6.3 Ikke organisert ferdsel

Uorganisert ferdsel på snøskuter, til fots, med hundespann, på ski, med småbåt m.m. har vi verken noen statistikk på eller kunnskap om mht hvor den fordeler seg geografisk. Det kan nevnes at antall småbåter i Longyearbyen har holdt seg ganske stabilt på mellom 50 og 60 båter de siste åtte år.

Uorganisert ferdsel vil kunne ha negative effekter på samme måte som den organiserte ferdsel. Her er det normalt ikke med noen guide som har gjennomgått opplæring og som kan rettlede deltakere mens aktiviteten pågår.

2.6.4 Ilandstigning fra ekspedisjonscruiseskip, dagscruiseskip og mindre båter

De store cruiseskipene som seiler inn Isfjorden har anløp kun i Longyearbyen og i Barentsburg.

De mindre ekspedisjonscruiseskipene, dagscruisebåter og større ribbåter og polarcirkelbåter foretar landstigninger på et stort antall steder i Isfjorden og på noen steder i Van Mijenfjorden.

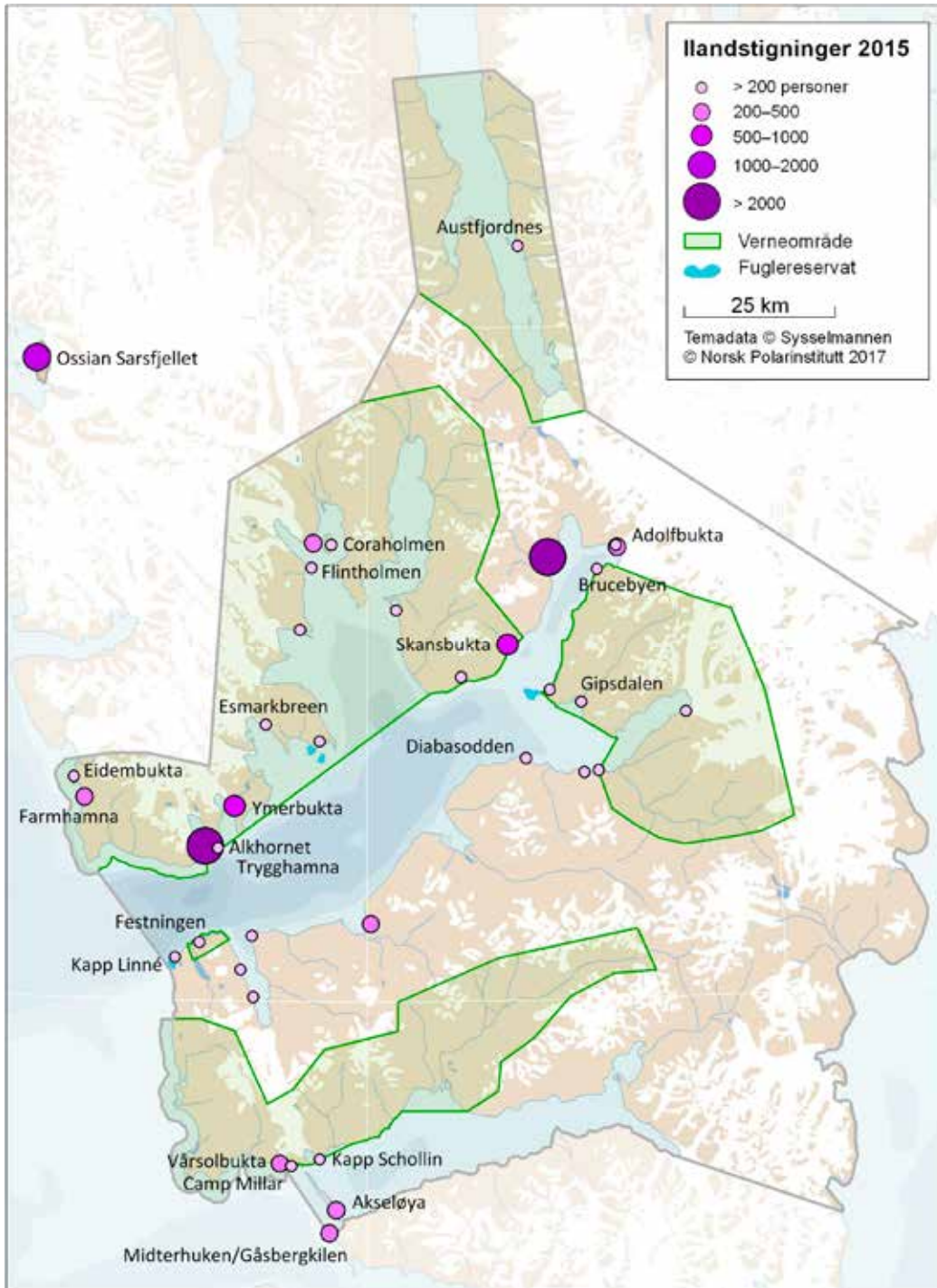
Formålet for landstigninga er normalt å se fugle fjell, annet dyreliv, kulturminner, geologi, flora eller å gå lengre turer, såkalt «wilderness walks». Slike ilandstigninger har et potensiale for å påføre sårbare verdier kortvarig eller mer varig skade. Dette er blant annet avhengig av ekspedisjonsleders eller guidens miljøbevissthet og kunnskapsnivå og tilgang til informasjon og føringer fra Sysselmannen. Tidpunkt og lokalitetens beskaffenhet betyr også mye.

Sårbarhet til ulike elementer er beskrevet detaljert i andre deler av rapporten. Som ledd i å forebygge skader er det laget «Site Guidelines» for et antall lokaliteter. Det er også laget veiledere som Norsk Polarinstitutt's egen Ferdseksveileder som ligger gratis tilgjengelig bl.a. på Visit Svalbard. Norsk Polarinstitutt's cruisehåndbok gir også ferdselsråd for flere lokaliteter. Association of Arctic Cruise Operators (AECO) har laget mange guidelines for ulike hensyn.

Mottatt cruise-statistikk fra Visit Svalbard/Sysselmannen viser at det for perioden 1996-2015 dreier seg om et stort antall lokaliteter innenfor Sentral-Spitsbergen som har hatt ilandstigninger fra cruisebåter. Totalt er det snakk om 84 steder i alt, inkludert en i Kongsfjorden og to i Austfjorden. Ikke alle disse stedene har vært i bruk årlig.

I denne rapporten ser vi på de landstigningslokaliteter som det finnes statistikk på i perioden 1996-2015, hvilke sårbare elementer som finnes der og som gjør at ferdsel må planlegges og utføres med omtanke for naturmiljøet, inkl. kulturminner. Mindre lokaliteter med liten eller ingen ferdsel i perioden er ikke omtalt. Der skadepotensialet/sårbarheten for ferdsel er stor, bør det prioriteres å gjøre mer detaljerte sårbarhetsvurderinger etter den metodikk som NINA har laget (Hagen et al 2012b), og senere håndbok for sårbarhetsvurdering laget på bestilling fra Sysselmannen. Sysselmannen gjennomførte slike vurderinger på totalt 11 lokaliteter i Isfjorden i 2015 og 2016, men dette materialet har vi ikke hatt tilgang til før rapporten ble ferdigstilt og overlevert.

Vi har forøvrig fått oversendt cruisestatistikk for 2016 fra Sysselembannen, men den har åpenbare mangler ved at flere cruiseoperatører ennå ikke har rapportert inn. Vi har derfor i samråd med Sysselembannen valgt å bruke dataene for årene til og med 2015, med 2015 vist i Figur 19.



Figur 19: Ilandstigninger fra dagscruisebåter og ekspedisjonscruise på Sentral-Spitsbergen i 2015. Kilde: Sysselembannen på Svalbard.

Alkhornet/Trygghamna

Lokaliteten har sårbare kulturmiljøer, frodig vegetasjon og sårbare faunalelementer som fjellrevhi, hekkende gjess og et stort fuglefjell. Mye svalbardrein beiter her. Lokalitetens kvaliteter har resultert i at AECO har laget «Site Guidelines her». Det har vært en ekstrem økning i ferdselen på lokaliteten. Siden 2004 er antall personer satt i land økt 16 ganger fra 241 til 3936! Lokaliteten er omtalt i Cruisehåndboka. Sysselmannen har en tjenestehytte her.

Ymerbukta/Esmarkbreen

Dette er en ganske robust lokalitet. I snitt går 120 personer i land her pr år. Lokaliteten har vært populær de siste årene.

Coraholmen og Flintholmen

Lokaliteten er lite sårbar, men den har potensiale for mer hekkende fugl. Dette vil kunne øke sårbarheten. Holmene er viktig for mytende gjess. Det er økende ferdsel, men foreløpig i lavt omfang.

Skansbukta

Skansbukta er full av sårbare kulturminner, sårbar flora og spesiell geologi. Økningen i ferdsel har vært betydelig de siste fire år. Over 100 personer går i land årlig. Skansbukta har også mye besøk utenom den organiserte turismen. Longyearbyen jeger- og fiskerforening (LJFF) har en hytte her. I tillegg er området tidvis benyttet i forbindelse med ungdomscamp og kvinncamp siste år. Lokaliteten er omtalt i Cruisehåndboka.

Adolfbukta

Lokaliteten har lite ferdsel, men den er sårbar på våren når det er isbjørnbinner med 0-åringer her. Bukta er kasteplass for ringsel. Basecamp har ei næringshytte i området.

Brucebyen

Her er ferdselen økende og er i snitt på ca. 200 personer per år. Brucebyen har kulturminner av vekslende sårbarhet. Lokaliteten er omtalt i Cruisehåndboka. Sysselmannen har hytte her.

Gipsdalen

Dette er en rimelig robust lokalitet. I snitt går 160 personer i land årlig.

Diabasodden

Ferdselsbelastningen her er lav (163 personer i 2014). Her er det sårbare elementer både mht fjellrev og sjøfugl. LJFF har hytte like ved.

Festningen

Festningen er en sårbar geologisk lokalitet. Den er et geotopvernområde, det eneste i sitt slag på Svalbard. Her har ferdselen vært økende siden 2011. Mellom 200 og 600 personer er i land årlig.

Kapp Linné

Statistikken viser her en nedgang i 2015. Da var det rekordlave 39 personer satt i land fra cruiseskip/-båter, men i 2016 økte det til mer sannsynlig nivå, 254 personer. Lokaltiteten inneholder flere sårbare elementer og grenser til et naturreservat med et rikt fugleliv. Basecamp drifter overnattingsstedet Isfjord radio.

Camp Millar/Vårsolbukta

Dette er en sårbar lokalitet både mht. kulturminner, flora og fauna. Ferdselen har vært økende til vel 1600 personer i 2014. Lokaltiteten er omtalt i cruisehåndboka. Sysselmannen har tjenestehytte her.

Kapp Schollin

Her finner vi en bistasjon for fangstmann Tommy Sandal. Lokaltiteten er ikke spesielt sårbar. Ferdselen har vært økende til ca. 200 personer per år.

Midterhuken/Gåsbergkilen

Dette er egentlig to ulike lokaliteter. Midterhuken ligger utenfor utredningsområdet, Gåsbergkilen innenfor. På Gåsbergkilen er det sårbare faunaelementer knyttet opp til gjess og sjøfugl. «Site Guidelines» er laget av AECO. Norsk Polarinstitutt tilrår at det tas hensyn ved ferdsel og at ilandstigninger helst ikke bør gjøres før godt utpå sommeren, dvs. etter 1. august.

Akseløya

På Akseløya har ferdselen vært økende de siste årene. Nå er 200-400 personer i land årlig. Området ligger nært til fangstmann Tommy Sandals aktive fangststasjon.

Austfjordnes

Attraksjonen her er fangststasjonen som leies ut årlig av Sysselmannen. Nærområdet til stasjonen er sårbart for ferdsel da det ofte hekker ærfugl nært opp til bygningene. Ferdselen har vært avtagende de siste år, men har på det meste vært oppe i 600-800 besøkende årlig.

Farmhamna

Fangststasjon her er pt. ikke i bruk. Lokaltiteten er robust. Antall besøkende var oppe i 770 personer for en del år siden, men har gått gradvis nedover og var i 2015 nede på 117 personer. Bruken av fangststasjonen vil bli gjenopptatt i 2017.

Eidembukta

Dette er en robust lokalitet. Antall besøkende har vært lavt de siste år, mellom 70 og 170 personer årlig.

Ossian Sars-fjellet

Ossian Sars-fjellet er et naturreservat. Dette er en fuglefjellslokalitet og fjellrevlokalitet. Den har svært rik vegetasjon, inneholdende rødlistearter. Lokaltiteten er sårbar for ferdsel. Ferdselen er økende og var i 2014 på 1348 personer. Lokaltiteten ligger nært Ny-Ålesund og har en god del ferdsel av forskere og personell i Ny-Ålesund (både i forskningsøyemed og på privat initiativ).

2.7 Arealbrukskonflikter mellom motorisert og ikke-motorisert friluftsliv

Norsk Polarinstitutt har ikke selv kompetanse på dette området, og leide inn Norut i Tromsø ved Ingvild Nylund til å gjennomføre en forstudie med følgende oppdrag:

- Redegjøre for hva slags dokumentasjon og data som bør være på plass for å kunne gjøre en tilfredsstillende analyse eller vurdering av arealbrukskonflikt når slik analyse skal brukes som grunnlag for å vurdere evt. forvaltningstiltak.
- Inneholde en strukturert oversikt over eksisterende dokumentasjon og datagrunnlag for tematikken for det aktuelle området på Svalbard.
- Vurdere om dette grunnlaget er tilstrekkelig for å gjennomføre en robust analyse for angitt område på Svalbard/anbefale hva som må til for å fremskaffe nødvendig informasjon og data dersom kunnskapsgrunnlaget anses som utilstrekkelig.

Forstudien fra Norut er vedlagt denne rapporten (se vedlegg 12.2). Hovedfunn i forstudien er kort gjengitt under.

Ifølge Nylund (2016) er skutertrafikk, skuterutleie, sledekjøring etc. godt dokumentert i eksisterende statistikk og det foreligger til en viss grad kartfesting av områder der motorisert ferdsel foregår. Det er mangel i datagrunnlag på hvor skutertrafikk foregår – men det finnes tilstrekkelig data til å gi en pekepinn. Det bør gjøres spesifikke målinger av skutertrafikk. Det finnes oversikter over traseer for hundespann.

Angående arealbrukskonflikter finnes det lite i skriftlige kilder som sier noe om dagens konfliktnivå. Et lite antall intervjuer (<5) i forbindelse med forundersøkelsen ga mer innsikt og dybde i forståelsen av dette temaet, blant annet at det i «svært liten grad eksisterer en arealbrukskonflikt direkte mellom skuter -og sledemiljøet». Imidlertid finnes det en konflikt med en tredje part, da et inntrykk av at skuternæringen forfordeles er tydelig. Nylund (2016) konkluderer med at det bør «gjennomføres grundigere undersøkelser blant et større antall reiselivsaktører for å få et mer representativt bilde».

Ifølge Nylund (2016) kan det også være av interesse å se på utvikling i konfliktnivå fra tidligere tider til nå.

3 Generelt om sårbarhet

Innledningsvis gis en definisjon av sårbarhet, drøfting av enkelte sider ved sårbarhetsbegrepet og avgrensninger i rapporten. Kapittelet fortsetter deretter med eksempler på sårbarhet hos dyr, mens sårbarhet og vegetasjon er omtalt i kapittelet om «Planter, vegetasjon og naturtyper på Sentral-Spitsbergen».

Generell omtale av sårbarhet og naturtyper er i noen grad hentet fra beskrivelsen av marine verdier i havområdene rundt Svalbard (von Quillfeldt 2002), det faglige grunnlaget for forvaltningsplanen for Barentshavet (Føyn et al. 2002, Olsen & von Quillfeldt 2003, Anon. 2005) og DN veileder (2007).

3.1 Definisjon av sårbarhet og tilstøtende begreper

Begrepet sårbarhet har noe ulik betydning innenfor ulike fagfelt og i beskrivelsen av ulike ressursgrupper. Det har heller ingen klar definisjon i forvaltningssammenheng (Vistad et al. 2008).

En enkel definisjon sier at sårbarhet er sannsynligheten for at en effekt oppstår som følge av en påvirkning (Kværner et al. 2006). Denne definisjonen er nøytral i forhold til om effektene er positive eller negative (Hjermstad 2006). I naturforvaltning vil fokuset ofte være på de negative effektene for natur, men selv her skal man være oppmerksom på at tiltak kan ha positive effekter, eksempelvis ved at noen arter favoriseres av menneskelige tiltak.

Med effekt forstås de faktiske endringene som skjer som følge av en påvirkning eller et tiltak. Disse kan beskrives kvantitativt og kvalitativt, men det ligger ikke noen verdivurdering i slike beskrivelser (Hagen et al. 2012a). Verdi kommer oftest inn når det tas stilling til hvor vesentlig effekten er. I naturforvaltningen brukes mange kriterier for verdi, som sjeldenhet, representativitet, vitenskapelig verdi, osv.

Når vurdering av effekt kobles mot verdsetting får vi en konsekvens. Et velkjent eksempel er når man i konsekvensvurderinger karakteriserer på skalaer som «stor, middels og liten konsekvens». Disse vurderingene er et resultat av både omfang og andre karakteristika ved de endringene som forventes å skje, her kalt effekt, og verdien av det som blir berørt. Verdivurderinger vil også komme inn når man vurderer om effektene av en påvirkning er akseptable eller ikke, f.eks. i forhold til gitte standarder.

Begrepene effekt og konsekvens kan derfor i denne sammenhengen ha forskjellig betydning. Mens effekt ofte er en verdinøytral betegnelse, vil vurdering av konsekvens innebære en innbakt verdivurdering, og derfor vil oftest en konsekvens være det naturlige utgangspunktet for å ta stilling til behov for tiltak.

3.1.1 Sårbarhet og påvirkninger

Sannsynligheten for at det skal oppstå effekter (sårbarhet) må vurderes i forhold til hva som påvirker. Det avhenger av både aktivitetenes type og hvor omfattende, intensiv og varig påvirkningene fra aktivitetene er.

Sysselmannen har bedt om en vurdering av sårbarhet først og fremst i forhold til ferdsel og følgende ferdselstyper:

Ferdselstype	Kommentar
På land	Påvirkning fra snøskuter er en type ferdsel som må vurderes spesielt
Til sjøs	Varierer fra store skip til småbåter
I lufta	I hovedsak vil dette dreie seg om helikoptertrafikk. Her bes det om en vurdering av sårbarhet ift landing/hovring og passering.

Effekter av ferdsel er ikke ensartet og konstant. Det kan ha sammenheng med mange egenskaper ved ferdselen. For dyr kan det ha betydning hvordan forstyrrelseskilden opptrer: om den passerer, beveger seg direkte mot dyret, om den er stille, støyende eller om den gir en konstant eller varierende påvirkning. Det kan også spille inn om forstyrrelsen har en eller annen form for forutsigbarhet; en hval kan bli mer forstyrret av en stillegående kajakk enn av en støyende motorbåt da det er enkelt å forholde seg til hvor støykilden er hvis støyen er kraftig og vedvarende. For vegetasjon vil graden av belastning påvirkes av forhold som vekt og kontaktflate (skosåler, hjul eller belter), hastighet, hyppighet og tidspunkt for passering av et menneske eller et kjøretøy.

Den motoriserte ferdselen særlig til sjøs vil også kunne påvirke naturen gjennom forurensninger, enten regulære utslipp eller i form av ulykker. Ved skipsforlis er det særlig olje-forurensning som er aktuelt å vurdere.

Sysselmannen har også bedt om vurderinger av sårbarhet i forhold til langtransportert forurensning og klimaendringer. I motsetning til ferdsel er dette forhold som ikke kan påvirkes av den lokale forvaltningen på Svalbard. Vurderingene som gjøres av disse påvirkningene vil være interessante først og fremst som et bakteppe for den lokale påvirkningen som skal forvaltes på bakgrunn av og gjennom forvaltningsplanene. Dersom konsekvensene av slik ekstern påvirkning er alvorlige, kan det bety økt sårbarhet for lokal påvirkning og dermed større behov for tiltak rette mot dette.

3.1.2 Effekter for individ og bestand

Sårbarhet må også vurderes i forhold til hva som blir påvirket. I denne utredningen er fokuset på dyr og planter.

En respons hos et dyr vil ofte kunne registreres som en atferdsendring, liten eller stor. Vi vet lite om hvorvidt kortvarige atferdsendringer medfører biologiske effekter eller kan være et mål på slike effekter. På samme måte har vi svært liten kunnskap om hvordan slike kortvarige atferdsendringer eventuelt medfører langsiktige endringer i f.eks. kondisjon eller habitatbruk, eller hvordan de kan påvirke reproduksjon, overlevelse eller bestandsstørrelse.

Generelt anses en art som svært sensitiv for forstyrrelser hvis individer reagerer voldsomt på forstyrrelsen. Imidlertid er ikke en voldsom reaksjon på forstyrrelser ensbetydende med negativ konsekvens for artens reproduksjonssuksess eller overlevelse (Gill et al. 2001). Det er også vist at arter som tilsynelatende ikke reagerer i særlig grad på forstyrrelser, kan ha kraftige fysiologiske reaksjoner. Det er f.eks. påvist økt hjertefrekvens og energetiske kostnader hos vandrealbatross som følge av forstyrrelser (Weimerskirch et al. 2002).

Forstyrrelse av individer regnes generelt ikke å ha stor betydning. Forstyrrelse kan først sies å ha en alvorlig, eller i alle fall økologisk, konsekvens om det kan dokumenteres effekter på bestandsnivå (Hagen et al. 2012b). I forvaltningssammenheng vil det ha betydning hvis forstyrrelse påvirker demografi eller bestandsdynamikk, og slik påvirkning vil kunne ha

konsekvenser på bestandsnivå. Dette har vi imidlertid svært lite kunnskap om, da studier for å dokumentere konsekvenser av forstyrrelse på bestandsnivå er svært ressurskrevende (Andersen og Aars 2008).

Det er følgelig to nivåer for å vurdere effekter av forstyrrelse på dyreliv:

- Effekter på individnivå: atferd, energiforbruk.
- Effekter på bestandsnivå: reproduksjon, overlevelse, bestandsstruktur.

Kunnskap om dette krever målrettet og langvarig forskning, og vi har i dag ingen gode studier som gir oss mulighet til å konkludere entydig når det gjelder dette på Svalbard (se Sutherland 2007 for en diskusjon av temaet med spesiell fokus på fugl).

Det er et diskusjonstema hvor akseptgrensen for effekter skal gå: Skal effektene være slik at de inntreffer på bestandsnivå, det vil si at reproduksjon eller overlevelse blir påvirket? Eller skal man si at atferdsendringer hos dyr er uønsket, eventuelt med en vurdering av alvorlighetsgraden? Dette vil få betydning for valg av forvaltningstiltak. Dersom svaret er bestandsnivå, og særlig dersom det kobles mot krav om høy sikkerhet i kunnskapen om hva som forårsaker effekter, så vil man i realiteten gå langt i å akseptere påvirkninger med negative konsekvenser. I lys av miljølovgivningen og de høye miljømålene som er satt for Svalbard, kan det være mer naturlig å sette akseptgrensen til atferdsendringer på individnivå. I dag går dette igjen i den praktiske forvaltningen av ferdselen på Svalbard, og er lagt til grunn i en rekke veiledende materiale fra for eksempel Sysselmannen på Svalbard, Norsk Polarinstitut og Association of Arctic Expedition Cruise Operators (AECO). Det er også et praktisk kriterium som den enkelte som ferdes i naturen kan forholde seg til.

I forvaltningen av verneområdene vil det trolig være aktuelt med ulike former for sonering av områder. Vurderinger av områders sårbarhet ville kunne ha lagt et grunnlag for det. NINA har utviklet en metodikk for å klassifisere områder etter hvor sårbare de er for påvirkning fra ferdsel når vegetasjon, dyreliv og kulturminner vurderes samlet (Hagen et al. 2012a). Beslektede tilnæringer er naturtypekartlegging og områderettede verdi- og sårbarhetsanalyser (Hjermstad 2006). Slike metoder er ikke brukt her, men kan vurderes som et supplement i framtidig arbeid.

3.1.3 Sårbarhet, toleranse og regenereringsevne

Et økosystem eller en art kan påføres en tydelig og målbar effekt etter en påvirkning. Men dersom påvirkningen opphører og systemet har god regenereringsevne, kan effekten opphøre over tid. Sårbarhet omfatter på denne måten både evnen til å tåle påvirkning, men også evnen til å gjenopprette dersom påvirkningen opphører (Hagen et al. 2012a).

Evnen til å tåle påvirkning hos dyr kan bl.a. henge sammen med om individet som blir forstyrret har blitt forstyrret gjentatte ganger tidligere. Det kan føre til en grad av tilvenning eller «habituering» (Overrein 2002). Forskjellige arter og individer har forskjellig toleranse for forstyrrelse; noen tilvennes, mens andre unnviker forstyrrelsen.

Vegetasjonens evne til å tåle ferdsel henger sammen med vegetasjonstyper og ulike fysiske forhold. Sårbar vegetasjon tåler lite påvirkning før den viser effekt (dårlig slitestyrke) og har dårlig evne til gjenvekst (dårlig regenereringsevne).

3.1.4 Sårbarhet – rammeverk og sammenligninger

Sårbarhet er et begrep med mange mulige definisjoner og stort innhold. Kunnskap om arters og områders sårbarhet er svært etterspurt, men man finner sjelden det man er ute etter da relevant kunnskap er avhengig av at det finnes et rammeverk hvor sårbarhet er klart definert og satt i sammenheng med akseptkriterier og andre miljøforhold. Uten et slikt rammeverk vil det for det første være svært vanskelig og ofte meningsløst å sammenligne sårbarhet mellom arter, artsgrupper og områder, og man vil i neste omgang ha problemer med å vite hva man skal overvåke for å følge utviklingen i sårbarhet over tid.

Utvikling av et rammeverk for sårbarhetsvurderinger er en omfattende jobb. Man må gi en presis beskrivelse av de påvirkningsfaktorer man skal vurdere sårbarhet etter, deretter gi sårbarhet en presis definisjon som beskriver den kunnskap man er ute etter, man må utrede en teoretisk basis, bestemme seg for akseptkriterier for forstyrrelse, og se sårbarhet i et litt lengre perspektiv. Til slutt må man utrede og bestemme seg for hvilken metodikk man skal bruke for å beskrive og måle sårbarhet, og man må endelig begynne å samle relevante data som kan gå inn i valgt metodikk og til slutt gi grunnlag for sårbarhetsvurderinger. På denne måten kan man da også begynne å overvåke utviklingen i sårbarhet i enkelte områder og for enkelte arter, dvs. i forhold til gitte typer påvirkning.

Som en konsekvens av dette har man i denne rapporten kun vurdert sårbarhet innen artsgrupper. Det er ikke gjort kvantifiserte sammenligninger mellom områder, basert på sårbarhetsvurderinger og sammenligninger mellom artsgrupper. Vurderinger av områder opp mot hverandre vil kun kunne gjøres med svært lav oppløsning (se kap. 4.7.2). Dette også fordi vi på Svalbard har en overvekt av miljødata fra sommeren, i hekke- og yngletida, og kun fragmentarisk kunnskap om resten av året.

3.2 Sårbarhet hos dyr

Sårbarhet hos dyr vil påvirkes av mange forhold. Her gis det noen eksempler på slike forhold.

3.2.1 Variasjoner gjennom året og mellom år

Variasjon i sårbarhet gjennom året kan skyldes forhold som ulik tilgang på næring gjennom året og faser i livsløpet som reproduksjonstid, fjær- og hårfelling, osv. I tillegg vil tidspunkt for påvirkning ha stor betydning fordi dyr vandrer mellom ulike områder.

I havet innebærer dette f.eks. at et oljesøl vil kunne få svært ulike konsekvenser avhengig av årstid. Konsekvensene på det pelagiske økosystemet vil være størst under våroppblomstringen av planteplankton, når dyreplanktonet finnes i tidlige stadier og fiskeegg og larver kan være til stede.

Områdene som artene oppholder seg i under viktige livshistoriske perioder kan variere. Hva som styrer disse endringene varierer også fra art til art. Fordelingen av sild er for eksempel i stor grad styrt av hvor stor bestanden er og sammensetningen av årsklasser, mens loddas valg av både gyteområde, overvintringsområde og beiteområde derimot er sterkt miljødrevet.

Beitevandringer er en annen årsak til migrasjon. Hos fisk varierer sesongvandring med alder. Vertikalvandringer i vannmassene påvirkes av både alder, årstid og tid på døgnet. Eldre torsk har f.eks. mer variabel vertikalfordeling enn yngre torsk, mens hyse tilbringer mer tid ved bunnen i den lyse enn i den mørke årstiden hvor den kan finnes mer spredt oppover i vannsøylen.

Myting (utskifting av vingefjærene) er et eksempel på økt sårbarhet pga. livssyklus. Fugler som foretar en fullstendig myting etter endt hekkesesong er svært sårbare for menneskelige forstyrrelser i denne perioden fordi de samles i flokker (ærfuglene og gjess på grunne områder, alkefuglene i åpent hav). Alkefuglene er ikke flyvedyktige i hele 45-50 dager.

3.2.2 Alder

Hos mange arter varierer sårbarhet med alderen. Generelt er juvenile livsstadier oftest mer sårbare enn voksne, selv om det finnes eksempler på det motsatte (se nedenfor).

Marine egg og larver har f.eks. kompliserte fysiologiske og biokjemiske reguleringsmekanismer som gjør disse stadiene følsomme overfor fremmedstoffer. Samtidig har de liten grad av egenbevegelse og små muligheter til å unnsnippe et utslipp. Større larver, ungfisk og voksen fisk har større egenbevegelse og større sannsynlighet for å unnsnippe både utslipp og andre påvirkninger som støy.

Miljøgifter i marine fugler og pattedyr er et eksempel på at sårbarheten øker med alderen hos voksne individer. Nivået av miljøgifter i dyret øker ofte med alder og ofte er det høyere nivåer hos hanner enn hunner. Fysiologisk status endrer seg med alder, og dermed også i dette tilfellet i forbindelse med risiko for eksponering/påvirkning med økende miljøgiftnivå. Unger som dier risikerer også å få i seg høye konsentrasjoner av fettløselige miljøgifter som finnes i den fettrike melken.

3.2.3 Art

Grad av sårbarhet varierer både mellom og innenfor artsgrupper og årsakene til dette er mange. En rekke tilpasninger til klima, miljøforhold, evolusjonære strategier, osv., vil ha betydning for en arts sårbarhet i forhold til en gitt påvirkningsfaktor.

Artenes livshistoriestrategier er f.eks. en faktor som har betydning for evnen til regenerering etter en påvirkning med dødelig effekt på mange individer. Arter som lever lenge og får få avkom (k-selekterte arter), vil bruke lang tid på å bygge opp en bestand. Et eksempel er bestanden av grønlandshval rundt Svalbard, som ble bortimot utryddet av fangst på 1600-1800-tallet. Grønlandshvalen har først nå blitt relativt regelmessig observert igjen de siste 10-20 år. Den antas å ha en levealder på ca. 160 år og føder unger omtrent hvert fjerde år. I motsatt ende er arter som føder store mengder avkom og som ofte har en rask livssyklus (r-selekterte arter). Lodde er et eksempel på en art som viser store variasjoner i bestandsstørrelse og som har vært i stand til å bygge seg raskt opp igjen etter bestandskollaps.

3.2.4 Atferd

Hvorvidt en art er fastsittende eller bevegelig og om den opptrer i flokk har åpenbart betydning for i hvilken grad de vil være sårbare f.eks. ift. et oljesøl. Betydningen vil til en viss grad være artsspesifikk også her. Organismer med stor grad av egenbevegelse er stort sett i stand til å unngå områder med akutt forurensing og vil bli mindre berørt.

Pelagiske organismer med liten egenbevegelse som plankton, egg og larver vil derimot være sårbare. Langs hele kysten av Svalbard finner man viktige sjøfuglområder (som fuglefjell), beiteområder og rasteplasser og områder med stor konsentrasjon av hvalross og andre selarter.

Bentiske samfunn er stort sett stasjonære. Artssammensetningen avspeiler det lokale regime og vil derfor være viktige indikatorer på miljøkvalitet. Fastsittende organismer vil også være

særlig eksponert ved utslipp av olje, miljøgifter fra lokale kilder og ved fysiske forstyrrelser av havbunnen.

3.2.5 Nøkkelart

Dersom en nøkkelart påvirkes ved endringer i predasjon, ved store uttak av biomasse (f.eks. fiske) eller miljøendringer, vil hele økosystemet kunne bli påvirket. F.eks. har både polartorsk og lodde avgjørende betydning for diversiteten i sine respektive økosystem (isfylte/isfrie områder). Begge artene er viktige for en rekke organismer på høyere trofiske nivåer, enten som deres viktigste føde eller som deler av deres føde. Polartorsk kan dessuten være næringskonkurrent til lodde. Spesialister med disse artene som føde vil kunne være indikatorer på at det har skjedd en endring i næringstilbudet, f.eks. lomvi som i stor grad livnærer seg på lodde.

3.2.6 Andre faktorer

En rekke faktorer er med på å bestemme hvor sårbar en art er for en gitt påvirkning på et gitt tidspunkt, bl.a. reprodutiv status, terrengets beskaffenhet, vær, osv. Når det gjelder sårbarhet for oljesøl i kyst- og fjæresonen vil substratet (det vil si om det er eksempelvis sandstrand eller klippestrand) være avgjørende for hvor lang tid det tar før oljen er borte. Kystområdene på vestsiden av Spitsbergen ansees som mindre sårbare enn andre steder på Svalbard da disse er mer bølgeeksponert og har lavere isdekning, dvs substratet er forskjellig (Aaserød 1997).

3.2.7 Litt om metodikk for å vurdere sårbarhet

Sårbarhetsvurderinger må være kunnskapsbaserte. En konkret vurdering av sårbarhet må/bør derfor alltid innledes med at forvaltningen formulerer konkrete spørsmål som skal gi retning til de vurderingene som må gjøres. Det er viktig å bestemme avgrensninger i tid og rom. Da kan man kan vurdere om man har den nødvendige grunnleggende forståelsen av de underliggende prosessene som påvirker de ressursene man ønsker å vurdere sårbarheten av, om det er en art, en bestand, en funksjonell gruppe, en lokalitet, etc. Når man har avklart et minimum av nødvendige utgangsverdier for en sårbarhetsvurdering vil man på et tidspunkt kunne si noe om hvilke data man trenger. Deretter trenger man den nødvendige tid for å få inn tilstrekkelig med data over et passende tidsrom.

For de sårbarhetsvurderingene som er gjort på Svalbard ifm. utarbeidelse av kunnskapsstatus for verneområdene på Øst-Svalbard (Overrein et al. 2011), Vest-Spitsbergen (Vongraven et al. 2014), og nå denne for Sentral-Spitsbergen, er man pga. tilgjengelig tid tvunget til å gjøre vurderinger basert på eksisterende data og ad hoc-metodikk. Konsekvensen blir at siden datagrunnlaget har begrensninger, blir muligheten for å gjøre metodisk godt dokumenterte sårbarhetsvurderinger følgelig også begrenset. Data på fauna og flora på Svalbard er i all hovedsak samlet for hekketid og sommer, og i liten grad for vinter. På grunn av langsiktig nødvendig prioritering av ressurser er ofte de data som finnes en del av en eller annen form for overvåkingsserie eller andre typer uregelmessig innsamlede data på forekomster. En konsekvens av å måtte tilpasse metodikk etter de data man har, er at man får vurderinger med lav oppløsning.

4 Fauna

En rekke ulike dyregrupper ble utførlig beskrevet i Vest-Spitsbergen-rapporten (Vongraven 2014) og gjentas ikke her da det gjelder de samme dyregruppene og artene for Sentral-Spitsbergen. Dette gjelder lavere trofiske arter og grupper (som plankton, bentiske samfunn etc.), samt marin fisk. For beskrivelser av disse viser vi til Vongraven (2014).

I det følgende presenteres fugl, sjøpattedyr og røye samt fjellrev og svalbardrein.

4.1 Fugl

Sysselmannen har bedt om oversikt over en rekke ulike parametere for stedfestet forekomst av fugl på Sentral-Spitsbergen, herunder hekkeplasser, myteområder, hekke- og rasteområder. Under følger en oversikt fordelt på marin fugl og terrestrisk fugl.

4.1.1 Fugl – oversikt

Tabell 3 gir en oversikt over fuglearter som er registrert hekkende på Svalbard.

4.1.2 Marin fugl

I dette kapitlet kommer en ytterligere omtale av de arter som det finnes mer data på. Dette er i første rekke for klippehekkende arter og gjess, og data stammer fra forskjellig hold, bl.a. Norsk Polarinstitutt (kolonidatabasen), MOSJ, SEAPOP, Sysselmannen på Svalbard og NINA (gjess). Angivelse av utbredelse og status under artsomtalen er hentet fra Strøm (2013), med noen mindre oppdateringer.

4.1.2.1 Kolonihekkende sjøfugl og gjess i hekkesesongen

Data for kolonihekkende sjøfugl og gjess er hentet fra flere datakilder:

Norsk Polarinstituttets kolonidatabase (COLONY): COLONY ble etablert i 1989, men inneholder data helt tilbake til tidlig 1960-tall. Databasen er en punktdatabase, og nøyaktigheten i de tidlige registreringene er ikke alltid like god. Etter 2002 er det GPS-nøyaktighet på de fleste posisjoner og lokaliteter. I forbindelse med etableringen av PRIMOS (Prioriterte miljøområder på Svalbard), et kartbasert verktøy for å vurdere sårbarhet for akutt forurensning, ble de aller fleste koloniene avgrenset ved hjelp av tilgjengelig skrevet og fotografert materiale. De fleste data på sjøfugl og gjess er hentet fra COLONY.

SEAPOP/MOSJ: De viktigste programmene for kartlegging og overvåking av sjøfugl på Svalbard er i dag SEAPOP og polarinstituttets egen overvåking som presenteres i MOSJ (se oversikt over overvåking i Tabell 4). Siste kartlegging av sjøfuglkoloniene på Spitsbergen ble gjort i perioden 2005-2011. Før den tid ble det gjort kartlegging i regi av ulike prosjekter og programmer. Spesielt viktig var AKUP-programmet på 1980- og 90-tallet. I 1987 ble det etablert overvåkingslokaliteter på Bjørnøya og Spitsbergen, og disse områdene utgjør kjernen i den langsiktige overvåkingen av marine fugler på Svalbard i dag. På nøkkellokaliteter på Spitsbergen overvåkes ærfugl, polarmåke, polarlomvi, alkekonge og krykkje (overlevelse, reproduksjon og diett). I tillegg overvåkes bestandsutvikling hos havhest og ismåke. Vinterbestandene overvåkes årlig langs sørsiden av Isfjorden og langs Nordenskiöldkysten sørover til Bellsund. Kartleggingen i regi av SEAPOP foregår i hovedsak sommerstid, med noe ekstra fokus på høsten i myteperioden. Så langt i programmet har sommerbestandene og høstbestandene blitt kartlagt. Sommerbestandene (hekkepopulasjonene) ble kartlagt i perioden 2005-2012. Høstbestandene (mytebestandene) ble kartlagt i 2010 og 2011.

Tabell 3: Registrerte hekkende fugl Svalbard, økologisk gruppetilhørighet og tid på Svalbard (Strøm og Bangjord 2004, Strøm 2006, og Strøm og Descamps upublisert). Arter med grønn kategori er arter som omtales ytterligere senere i kapitlet.

Art	Øko- type ¹	Måned												Kate- gori
		J a n	Fe b	Ma r	Ap r	Ma i	Ju n	Ju l	Au g	Se p	Ok t	No v	De s	
Smålom	KFi				X	X	X	X	X	X				
Havhest	POv	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	
Kortnebbgås	KHe					X	X	X	X	X				
Hvitkinngås	KHe					X	X	X	X	X				
Ringgås	KHe					X	X	X	X	X				
Ærfugl	KBe			X	X	X	X	X	X	X	X			
Praktærfugl	KBe	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	
Havelle	KBe	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	
Svalbardrype	Terr	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	
Sandlo	Terr					X	X	X	X	X				
Sandløper	Terr					X	X	X	X	X				
Fjæreplytt	KTerr				X	X	X	X	X	X	X			
Myrsnipe	Terr					X	X	X	X	X				
Steinvender	Terr					X	X	X	X	X				
Svømmesnipe	POv													
Polarsvømme- snipe	POv					X	X	X	X					
Heilo	Terr					X	X	X	X					
Fjelljo	Terr					X	X	X	X	X				
Tyvjo	KOv					X	X	X	X	X	X			
Storjo	KOv				X	X	X	X	X	X	X			
Sabinemåke	POv					X	X	X	X	X				
Polarmåke	KOv				X	X	X	X	X	X	X			
Svartbak	KOv				X	X	X	X	X	X	X			
Gråmåke	KOv													
Krykkje	POv				X	X	X	X	X	X	X			
Ismåke	KOv					X	X	X	X	X				
Rødnebbterne	KFi					X	X	X	X	X				
Lomvi	PDy				X	X	X	X	X	X				
Polarlomvi	PDy				X	X	X	X	X	X				
Teist	KFi				X	X	X	X	X	X				
Alkekonge	PDy					X	X	X	X	X				
Lunde	PDy					X	X	X	X	X				
Snøspurv	Terr					X	X	X	X	X	X			
Alke	PDy					X	X	X	X	X				

Økotyper: PDy = pelagisk, dykkende art, POv = pelagisk, overflatebeitende art, KFi = kystbunden, fiskespisende art, KBe = kystbunden, bentisk beitende carnivore art, KOv = kystbunden, overflatebeitende omnivore art, KHe = Kystbunden, herbivore art, Terr = terrestriske arter (kan også beite i tidevannssonen).

Tabell 4: Overvåking av sjøfugl på Sentral-Spitsbergen i regi av Norsk Polarinstitutt (overvåkingsprogrammene MOSJ og SEAPOP). Verneområder: NI=Nordre Isfjorden nasjonalpark, SB= Sassen-Bünsow Land nasjonalpark.

Art	Lokalitet	Verneområde	Tidsrom	Hva overvåkes?
Alkekonge	Bjørndalen	-	2005-2016	Demografi og diett
Krykkje	Grumant	-	1988-2016	Demografi og diett
	Tschermak	NI	1988-2016	Kolonistørrelse
	Alkhornet	NI	1988-2016	Kolonistørrelse
	Ingeborgfjellet	-	1988-2002	Kolonistørrelse
Polarlomvi	Grumant	-	1988-2016	Kolonistørrelse
	Diabasodden	-	1988-2016	Kolonistørrelse, demografi og diett
	Tschermak	NI	1988-2016	Kolonistørrelse
	Alkhornet	NI	1988-2016	Kolonistørrelse
	Ingeborgfjellet	-	1988-2002	Kolonistørrelse
Havhest	Nøisdalen	SB	1988-2016	Kolonistørrelse

Vinter- og vårbestandene har så langt ikke blitt prioritert av økonomiske årsaker, men noe data på vinterbestandene er tilgjengelig gjennom overvåkingen i Isfjorden og langs Nordenskiöldkysten. SEAPOP har hovedfokus på klippehekkende sjøfugl, noe som betyr at programmet i mindre grad fanger opp ender og gjess. Langsiktig overvåking av et utvalg sjøfuglarter og -lokaliteter inngår i Miljøovervåkingssystem for Svalbard og Jan Mayen (MOSJ). Norsk Polarinstitutt's egen overvåking har pågått siden 1999.

GOOSEMAP: I 2010 ga NINA og Danmarks Miljøundersøkelser ut GOOSEMAP finansiert bl.a. av Svalbards miljøvernfond. Siste oppdatering er gjort i 2012. Dette kartverket har vært et viktig supplement til COLONY-databasen da det presenterer kjente observasjoner av gåseartene hvitkinngås, kortnebbgås og ringgås i følgende sesonger: før hekking, hekking, ungeperioden, myting ikke-hekkende og etter hekking. I tillegg er data på satellittmerkede ringgjess og hvitkinngjess fra de samme sesongene presentert. Sannsynlig hekking og ekspertvurderinger er vist på egne kart i GOOSEMAP, i 5 x 5 km oppløsning. I denne rapporten gjengis bare informasjon om observert hekking/reirperioden.

Sysselemanden på Svalbard: Sysselemanden har levert data fra feltinspektørenes registreringer både på fugl og pattedyr (for fugl se Tabell 5). Sysselemanden gjorde frem til 2005 registreringer på trekklokaliteter for gjess på strekningen Hornsund – Fuglehuken. Data fra disse er ikke tatt med i denne rapporten.

Tabell 5: Registreringer av sjøfugl gjort av Sysselemanden i perioden 2005-2013. Res= fuglereservat.

Art	Lokalitet	Verneområde	Tidsrom
Ærfugl	Boheman	Res	2006-2012
	Gåsøyane	Res	2008-2011
Hvitkinngås	Boheman	Res	2006-2012
	Gåsøyane	Res	2008-2011

Andre kilder: Longyearbyen Feltbiologiske Forening (LOFF) har gjennomført registreringer av vadefugltrekke i Adventdalsdeltaet, men disse dataene har bare delvis vært tilgjengelig for denne rapporten.

Sysselemanden foretar også registreringer av sjøfugl på utvalgte lokaliteter langs vestkysten av Spitsbergen. Data har blitt tilgjengeliggjort for denne rapporten for årene etter 1993. Disse

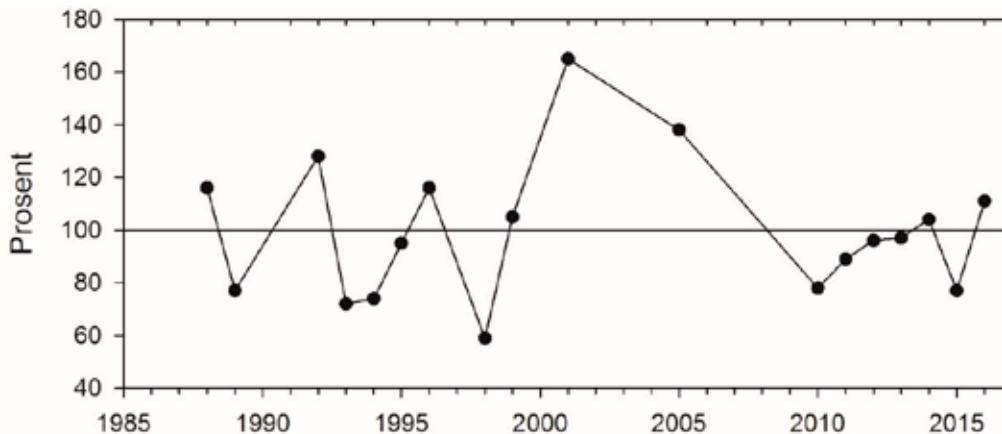
dataene kan i begrenset grad brukes til trendvurderinger da innsamlingen har metodiske svakheter, som bl.a. årlig utskifting av feltmedarbeidere og begrenset opplæring. Det er gjort en foreløpig vurdering av dette materialet, og i Tabell 5 gis en oversikt over de registreringene som foreløpig vurderes som av tilfredsstillende kvalitet. Generelt synes det som om tellinger gjort fra og med 2009 er av bedre kvalitet enn tidligere år. Dette skyldes at Norsk Polarinstitutt i 2013-2014 i en rapport gjorde en gjennomgang av de feltregistreringer som Sysselmannen gjør og foreslo endringer bl.a i bruk av metodikk. Forut for dette og også senere har instituttet vært involvert i kursing av feltinspektørene.

4.1.2.2 Havhest

Havhesten hekker langs kystene i det nordlige Atlanterhav og opp til Svalbard og Novaja Semlja i nordøst. Den hekker også i den nordlige del av Stillehavet. På Svalbard hekker den over det meste av øygruppen. Det er registrert 125 kolonier/hekkeområder. De fleste og største ligger på vestsiden av Spitsbergen. Hekkebestanden er vanskelig å estimere, men ligger antakelig et sted mellom 0,5 og 1,0 million hekkende par. Data på havhest i fuglefjellene er av varierende alder. På Sentral-Spitsbergen er det i hovedsak data innsamlet etter 2000.

Overvåking og registreringer

Havhestkolonien i Nøisdalen har vært årlig overvåket av Polarinstituttet siden 1988 (Figur 20).



Figur 20: Overvåking av havhest i Nøisdalen 1988-2016. Verdiene gis som prosent av gjennomsnitt for hele perioden (Kilde: Norsk Polarinstitutt/MOSJ).

Totalt er ca. 10 kolonier kjent. De fleste av disse ligger i de indre deler av Isfjorden. Imidlertid hekker havhesten mange steder spredt som enkeltpar, så forekomsten innenfor Sentral-Spitsbergområdet er større enn hva figuren gir inntrykk av.

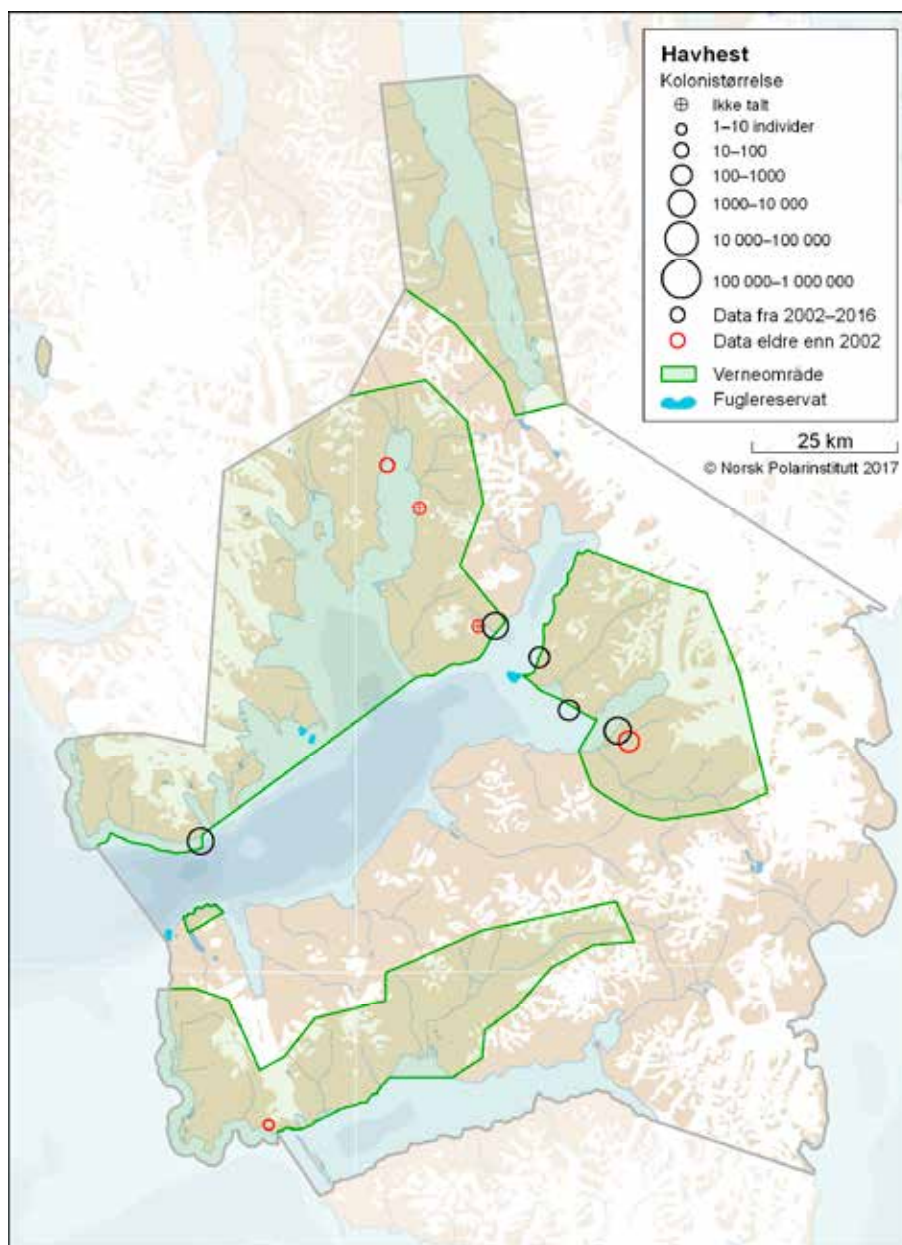
Utenom hekkesesongen oppholder havhesten seg lengre sør i Norskehavet og ute på åpent hav i det nordlige Atlanterhav.

Statusvurdering

Havhest er en av de mest tallrike sjøfuglartene på Svalbard. Det foreligger imidlertid ikke noe godt bestandsestimat, da hekkebestanden er vanskelig å taksere. Overvåking av

hekkebestanden på Bjørnøya og i en koloni på Spitsbergen siden 1988 indikerer imidlertid en relativt stabil bestand, men det kan være stor årlig variasjon med hensyn til hvor mange par som hekker.

Bestanden i den boreale og lavarktiske sonen i det nordlige Atlanterhavet har økt i antall og utvidet hekkeutbredelsen de siste to hundre år. Årsaken til denne veksten i bestanden er ikke kjent, men forbedret næringstilgang gjennom menneskelig virksomhet først i form av hvalfangsten, så gjennom fiskeriene, er en mulig årsak.



Figur 21: Registrerte hekkelokalteter for havhest på Sentral-Spitsbergen. (Kilde: Norsk Polarinstituttts kolonidatabase for sjøfugl).

4.1.2.3 Kortnebbgås

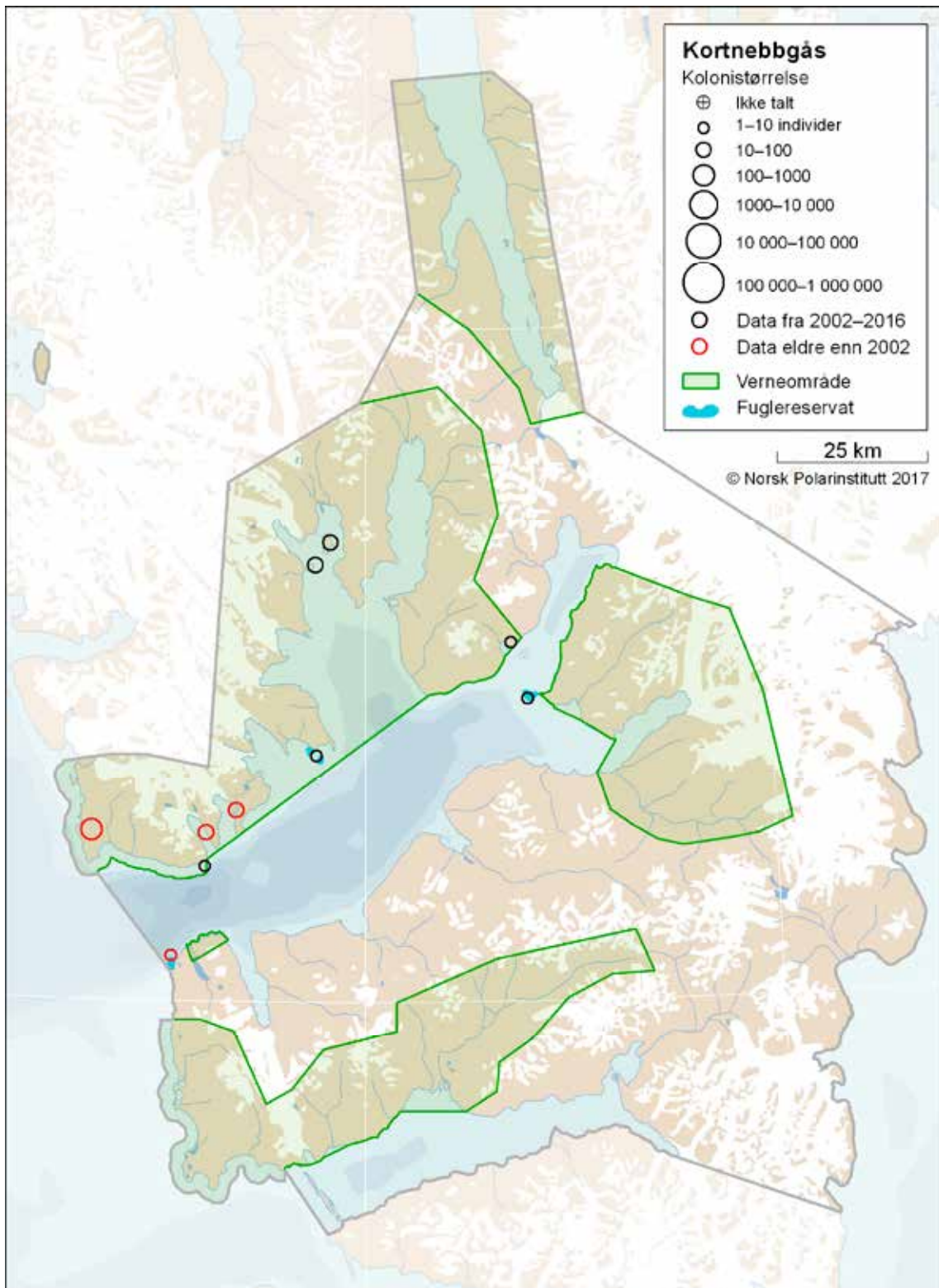
Registrerte hekkelokaliteter for kortnebbgås på Sentral-Spitsbergen er vist i Figur 22 og Figur 23. Bestanden har vokst betydelig de siste tiårene, og arten etablerer seg på stadig nye lokaliteter. Kartet er derfor ikke dekkende.

Kortnebbgåsa har en hekkeutbredelse som omfatter Øst-Grønland, Island og Svalbard. Den er den største av svalbardgjessene og den mest tallrike. Bestanden i overvintringsområdene var før vårtrekket i 2016 på ca. 74 000 individer. Bestanden har økt kraftig de siste tiår. På Svalbard hekker kortnebbgåsa primært i de vestre deler av øygruppen. Den er mer fåtallig i de østre deler. Den hekker ofte i grasbevokste skråninger under fuglefjell. Den overvintrer i Danmark, Nederland og Belgia.

Bare et fåtall hekkelokaliteter er registrert i kolonidatabasen for sjøfugl. Bl.a. mangler kjente hekkeområder som Sassendalen og de indre deler av Adventdalen. GOOSEMAP oppgir store deler av de kystnære områdene langs Isfjorden og nordsiden av Van Mijenfjorden, samt ytre deler av Bellsund som viktige hekkeområder (jmfør Figur 23). Dette kartet beskriver bedre den faktiske hekkeutbredelsen av arten.

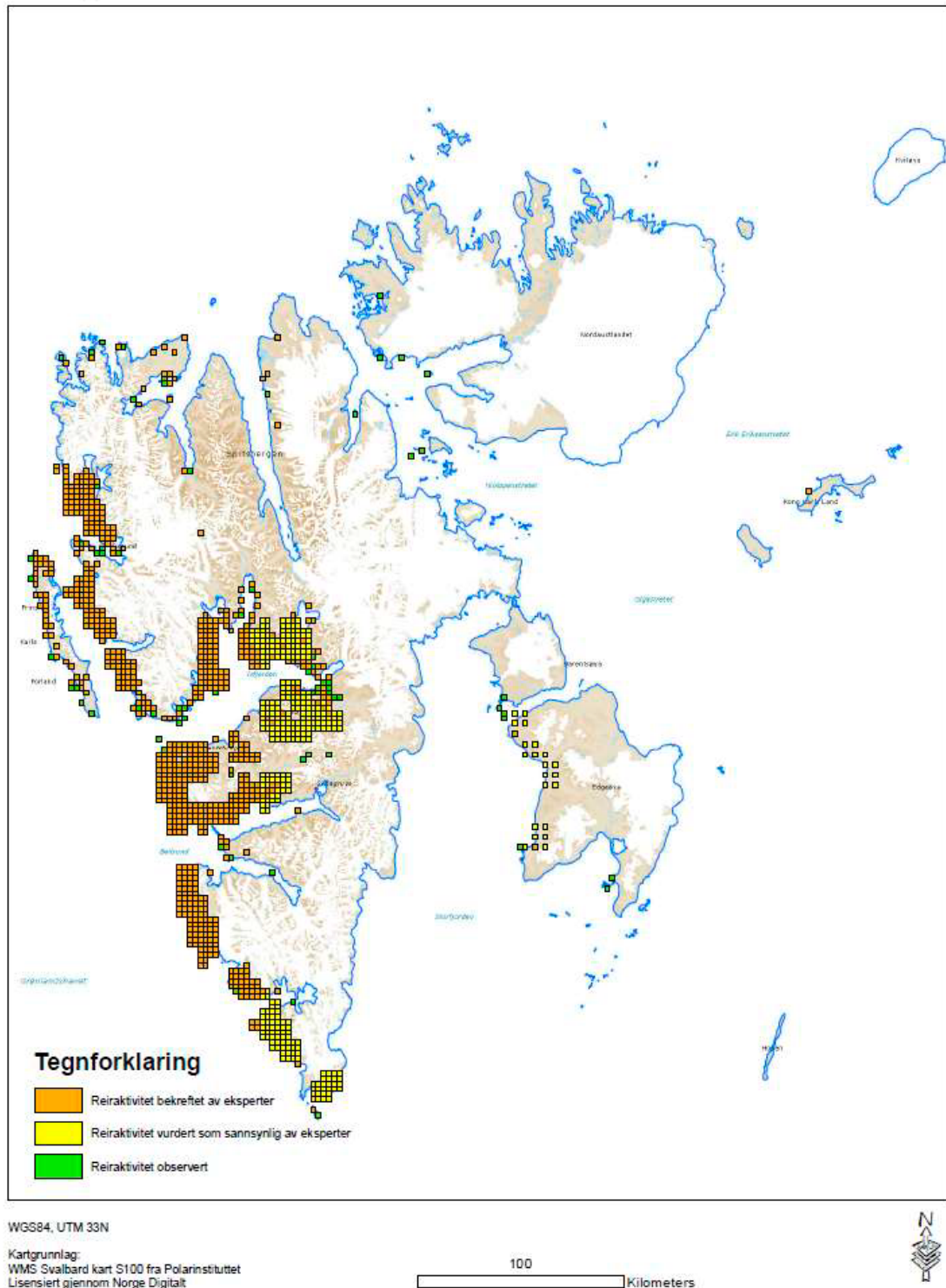
Statusvurdering

Bestanden av kortnebbgås på Svalbard har vokst kraftig de siste tiårene. Årlige tellinger utført i artens vinterområder i oktober–november indikerer at bestanden i 2016 besto av ca. 74 000 individer, som nevnt over. Den inngåtte forvaltningsavtalen mellom Norge og de andre land som har forvaltningsansvar for Svalbardbestanden av kortnebbgjess, innebærer at bestanden skal reduseres til 60 000 gjess.



Figur 22: Registrerte hekkelokaliteter for kortnebbgås på Sentral-Spitsbergen. (Kilde: Norsk Polarinstitutt's kolonidatabase for sjøfugl).

Kortnebbgås (*Anser brachyrhynchus*) Reirperioden



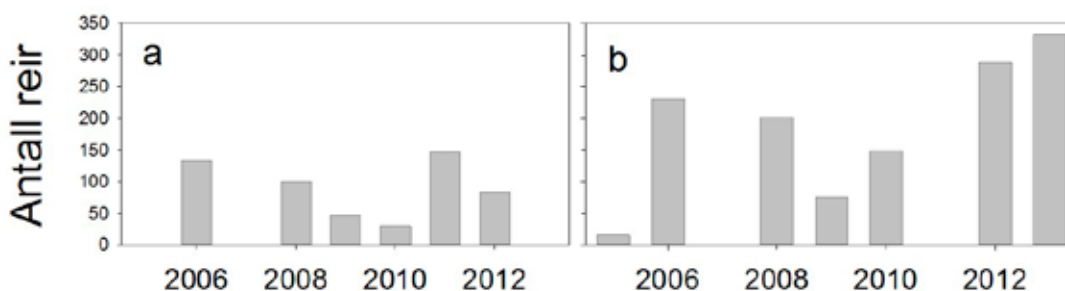
Figur 23: Observert hekking av kortnebbgjess på Svalbard. (Kilde: GOOSEMAP, NINA, utklipp fra Goosemap nettside).

4.1.2.4 Hvitkinngås

Registrerte hekkelokaliteter for hvitkinngås på Sentral-Spitsbergen er vist i Figur 25 og Figur 26.

Svalbardbestanden av hvitkinngås er én av tre separate bestander. De to andre hekker på Nordøst-Grønland og i Nordvest-Russland. Hvitkinngåsa hekker primært på Vest-Spitsbergen og på Tusenøyane, men små kolonier finnes mange andre steder også. Ofte hekker den sammen med ærfugl. Bestanden i vinterområdene var i 2016 på ca. 41 000 individer. Hvitkinngåsa forekommer i spredte kolonier fra sør til nord på Vest-Spitsbergen. De fleste kolonier er små til middels store. Svalbardbestanden overvintrer i Solway Firth-området på sørvestkysten av Skottland/nordvestkysten av England. Her overvåkes også bestanden årlig.

Sysselemannens feltinspektører har gjennomført registreringer av forekomsten av reir av hvitkinngås i to fuglereservater i perioden 2005-2013 (se Figur 24).



Figur 24: Registreringer av hvitkinngås reir i perioden 2005-2013 i a. Boheman fuglereservat og b. Gåsøyane fuglereservat (Kilde: Sysselemannen på Svalbard).

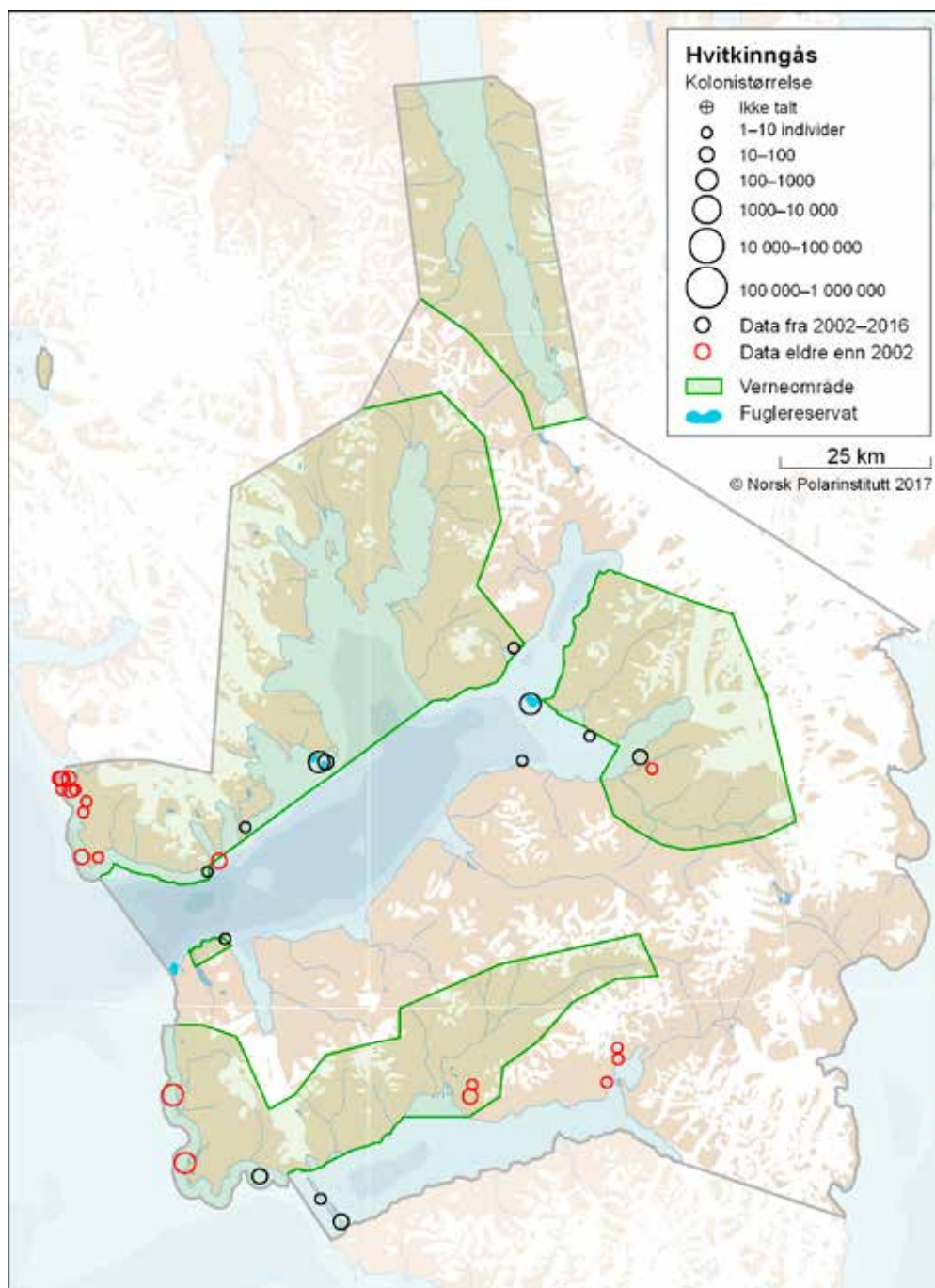
Bare et fåtall hekkelokaliteter er registrert i kolonidatabasen for sjøfugl. GOOSEMAP oppgir store deler av de kystnære områdene langs Isfjorden og nordsiden av Van Mijenfjorden, samt ytre deler av Bellsund som viktige hekkeområder. Arten forekommer også hekkende langt inn i de større dalførene. (Jamfør Figur 26 som er mer dekkende for den faktiske hekkeutbredelsen).

Statusvurdering

Bestanden av hvitkinngås på Svalbard har vokst kraftig siden slutten av 1940-årene, da bestanden trolig ikke talte mer enn noen hundre individer. Siden den tid har mange nye kolonier blitt etablert, og de koloniene som overlevde det harde jaktpresset både på Svalbard og i overvintringsområdene har vokst kraftig. Arten koloniserte Kongsfjorden i 1980-årene.

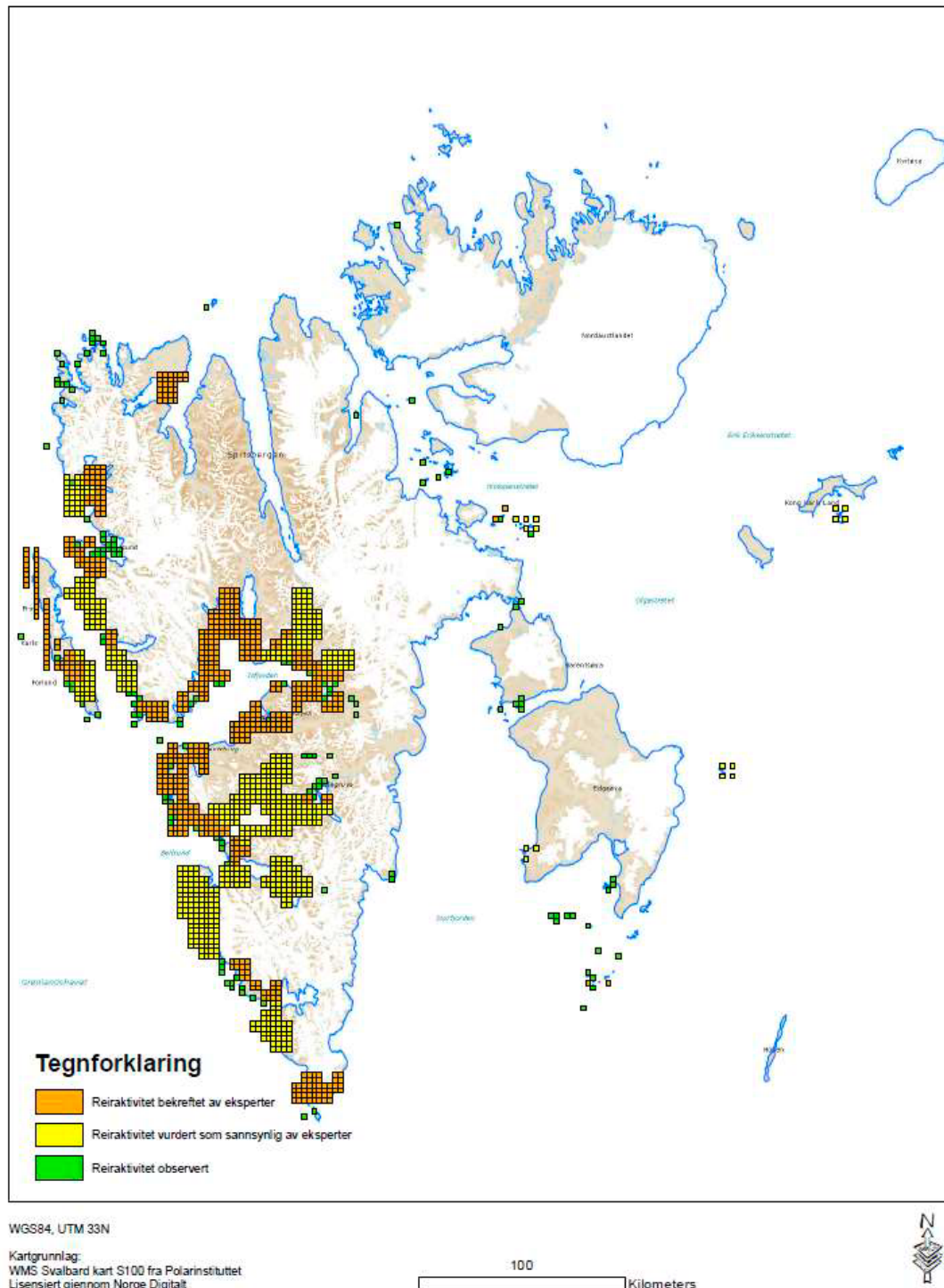
Tellinger i overvintringsområdene i 2015-2016 ga en totalbestand på 41 000 individer. På tross av den kraftige bestandsveksten er hvitkinngåsa fortsatt sårbar ved at den er konsentrert i spesielle områder både i hekketiden, fjærfellingsperioden og i overvintringsområdene.

Hvitkinngjessene på Svalbard er trolig den best studerte trekkende gåsebestand i verden. Flere av forskningsprogrammene har pågått i mer enn 30 år. Populasjonsdynamikken har blitt studert ved bruk av fotringer påført en unik kode for hver fugl. Koden kan leses av på lang avstand.



Figur 25: Registrerte hekkelokaliteter for hvitkinngås på Sentral-Spitsbergen. (Kilde: Norsk Polarinstitutt's kolonidatabase for sjøfugl).

Hvitkinngås (*Branta leucopsis*) Reirperioden



Figur 26: Observert hekking av hvitkinngås på Svalbard. (Kilde: GOOSEMAP, NINA).

4.1.2.5 Ringgås

Registrerte hekkelokaliteter for ringgås på Sentral-Spitsbergen er vist i Figur 27 og Figur 28.

Ringgåsa er den minste av svalbardgjessene og den minst tallrike. Arten har holarktisk utbredelse. Den forekommer i tre underarter med ulikheter i fjærdrakt. Arten forekommer fåtallig og få hekkeplasser er kjent, men de viktigste hekkeområder på Svalbard er Tusenøyane og Moffen. Den hekker også spredt på øyer og holmer på vest- og nordkysten av Spitsbergen. Bestanden ble i overvintringsområdene telt til i underkant av 9000 individer høsten 2016. For ca 100 år siden er det anslått at bestanden telte ca. 50 000 individer. Det er ikke gjort spesifikke feltundersøkelser på ringgås i de senere år. De mest omfattende undersøkelsene ble gjort på Tusenøyane av Danmarks Miljøundersøkelser i 90-årene (Clausen et al. 1998, 2003). Kunnskapen om hvor arten hekker på Svalbard er mangelfull, mens det finnes noe bedre kunnskap om raste- og trekklokaliteter. Særlig gjelder det trekklokaliteter på våren. I mai-juni ankommer ringgjessene Svalbard. På vestkysten er det viktige rasteplasser både ved Hyttevika, Vårsolbukta, ved Isfjorden og vestkysten av Forlandet opp til Fuglehuken. Flere av de ringgjessene som mellomlander her fortsetter videre til Nordøst-Grønland. Bedre kunnskap om arten bør prioriteres.

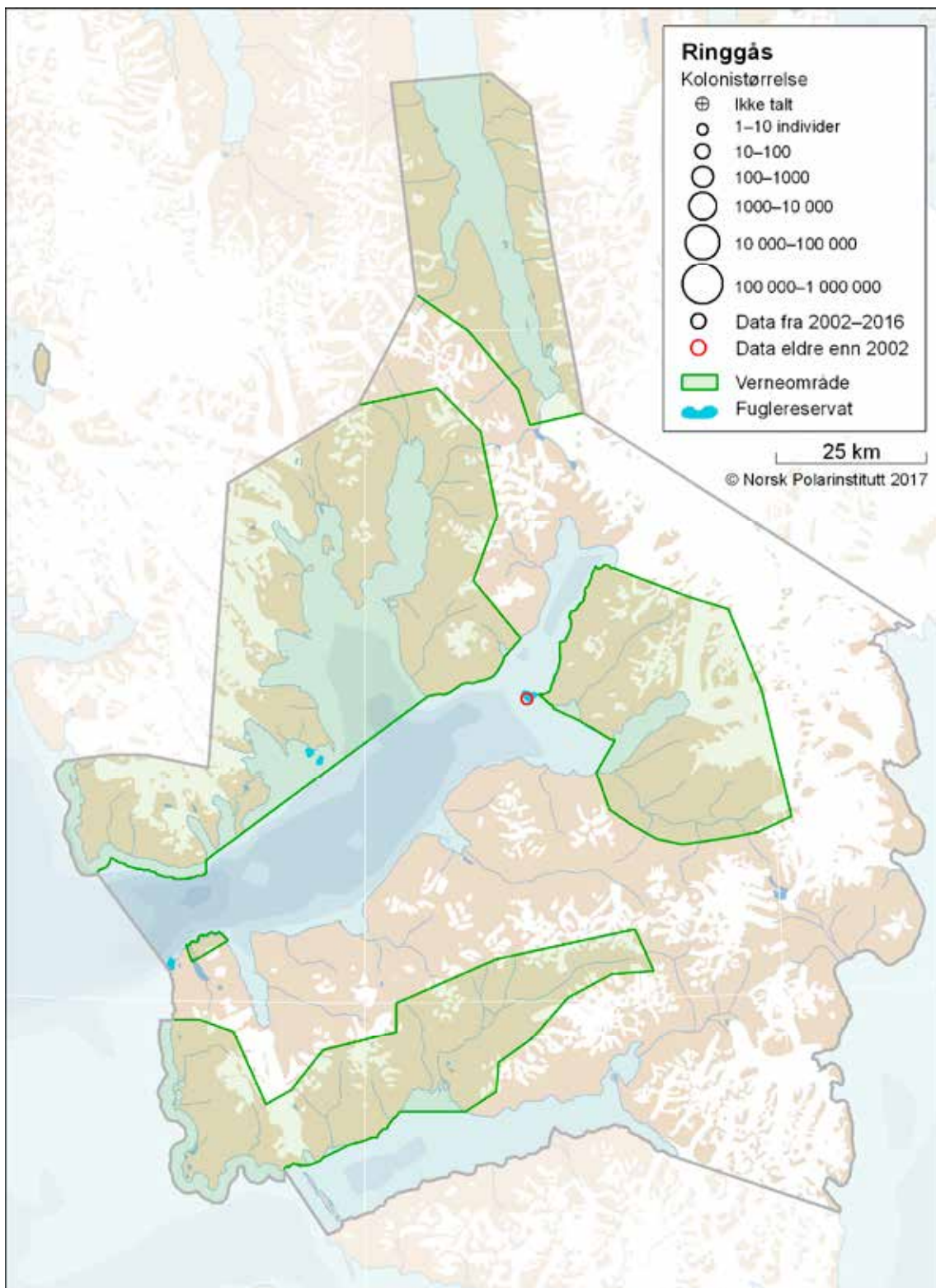
Arten forekommer spredt rundt Isfjorden (bl.a. i Dicksondalen) og i de indre deler av Van Mijenfjorden (bl.a. i områdene rundt Braganzavågen). (Jfr. Figur 28 GOOSEMAP)

Ringgåsa overvintrer i Danmark og Northumberland i England. Her overvåkes den årlig.

Statusvurdering

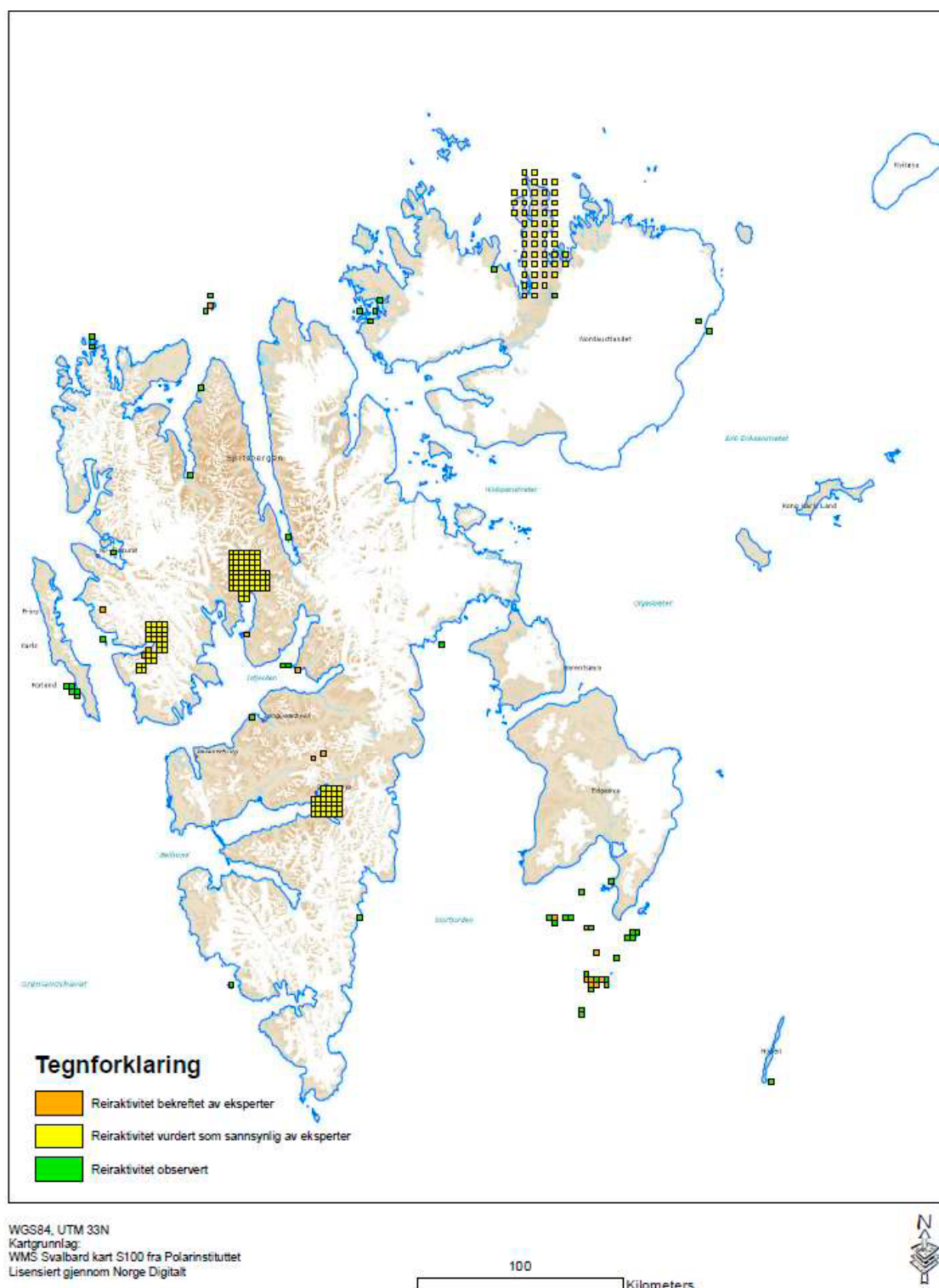
Ringgåsa er rødlistet med status nær truet (NT). Svalbardbestanden av ringgås er den minste separate bestanden av en trekkende gåseart i verden. Tellingene i artens vinterområder i Danmark og England tyder på at den totale vinterbestanden i disse områdene var i underkant av 9000 individer høsten 2016. Hvor stor andel av disse fuglene som tilhører svalbardbestanden er ikke kjent. Tallet inkluderer også fugler fra Grønland og Frans Josefs Land (Russland).

Historisk sett var trolig ringgåsa den vanligste gåsearten på Svalbard. Bestanden var muligens på over 50 000 individer på begynnelsen av 1900-tallet. Arten var tallrik på øyer langs hele vestkysten av Spitsbergen, så vel som på andre øyer rundt hele øygruppen. Bestanden gikk dramatisk tilbake i første del av 1900-tallet, sannsynligvis på grunn av intensiv beskatning i form av dun- og eggsanking i hekkeområdene. I tillegg var det mangel på deres viktigste beiteplante, ålegras (*Zostera* spp.), i overvintringsområdene.



Figur 27: Registrerte hekkelokaliteter for ringgås på Sentral-Spitsbergen. (Kilde: Norsk Polarinstitutt's kolonidatabase for sjøfugl).

Ringgås (*Branta bernicla hrota*) Reirperioden



Figur 28: Observert hekking av ringgås på Sentral-Spitsbergen. (Kilde: GOOSEMAP, NINA).

4.1.2.6 Ærfugl

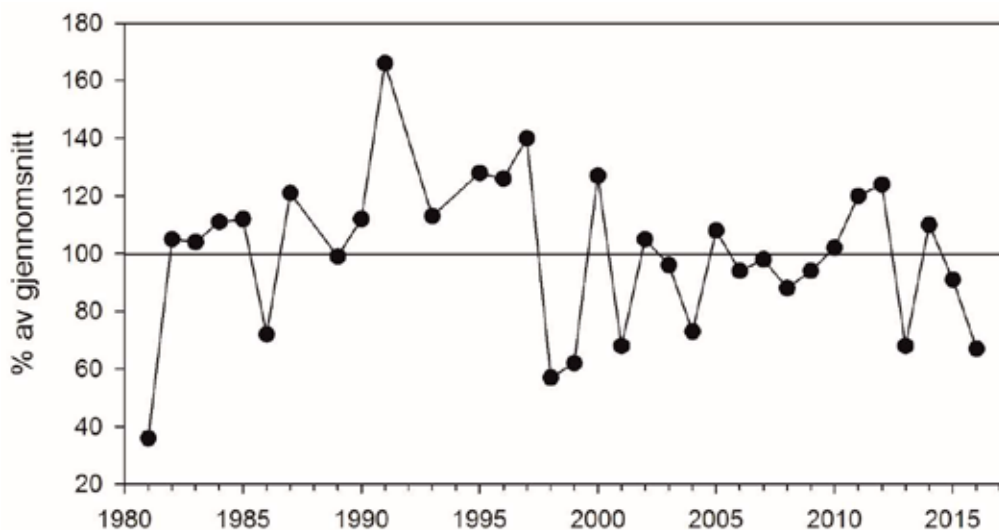
Registrerte hekkelokaliteter for ærfugl på Sentral-Spitsbergen er vist i Figur 31.

Ærfuglen har sirkumpolar utbredelse og finnes både i arktiske og boreale områder. Den er spredt over et stort antall lokaliteter på Svalbard. Den aller største av dem (Eholmen) ligger i munningen av Van Keulenfjorden. Her ble det talt 8000 ærfugl i 2008. Eholmen ligger utenfor verneområdene og også utenfor utredningsområdet. Den røktes årlig av fangstmann Tommy Sandal.

SEAPOP har hovedfokus på klippehekkende sjøfugl. Registreringsmetode og -tidspunkt gjør at data på ærfugl blir ufullstendige. Bl.a. mangler databasen den store ærfuglkolonien ved hundegården i Longyearbyen. For en stor del av hekkelokalitetene på Sentral-Spitsbergen er dataene gamle. Tross det viser kartet potensielle hekkeplasser for arten.

Overvåking og registreringer

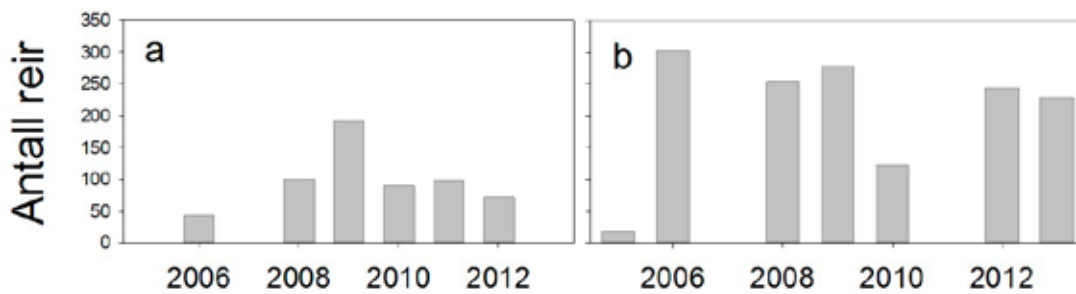
Norsk Polarinstitutt overvåker ærfugl i Kongsfjorden fuglereservat årlig (se Figur 29). Reservatet består av fire ulike holmer og skjær.



Figur 29: Overvåking av ærfuglreir i perioden 1981-2016 i Kongsfjorden. (Kilde: NP/MOSJ).

Sysselmannen foretar årlige registreringer av ærfuglreir på flere lokaliteter, hovedsakelig i fuglereservatene (Figur 30, a-b). Holmene i Kongsfjorden overvåkes årlig av Norsk Polarinstitutt. Sysselmannens feltinspektører gjør registreringer på Bohemanholmane og Gåsøyane i Isfjorden.

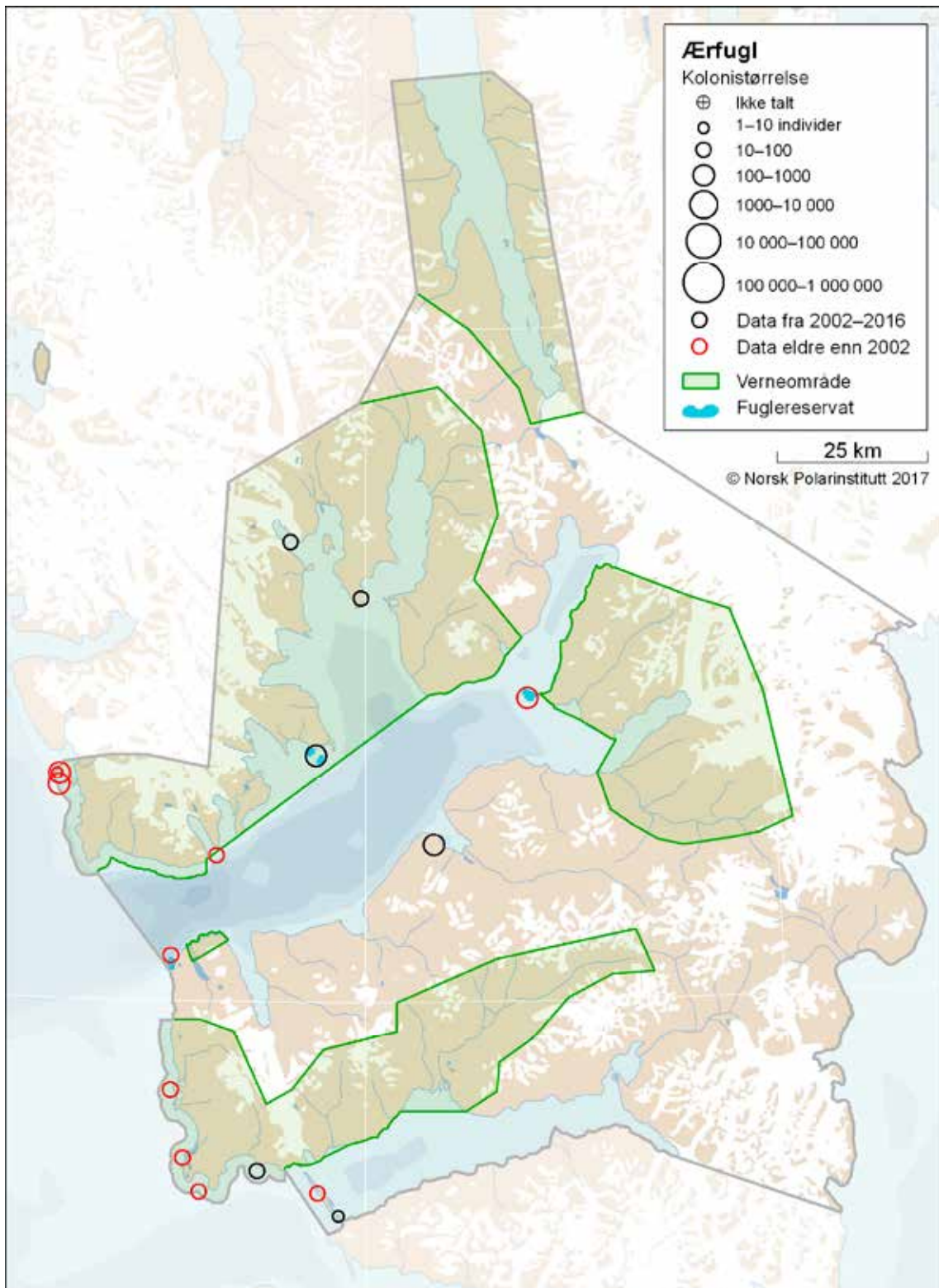
Ærfuglen overvintrer ved kysten av Nord-Norge og ved Island. Flere hundre ærfugl (sammen med praktærfugl og et lite antall stellerender) overvintrer på vestkysten av Spitsbergen. Overvintringen er vær- og isbetinget. Er det lite is, opptrer flokkene spredt. At antallet overvintrende voksne fugler øker bekrefter at overlevelsen er god, (Georg Bangjord pers.medd.)



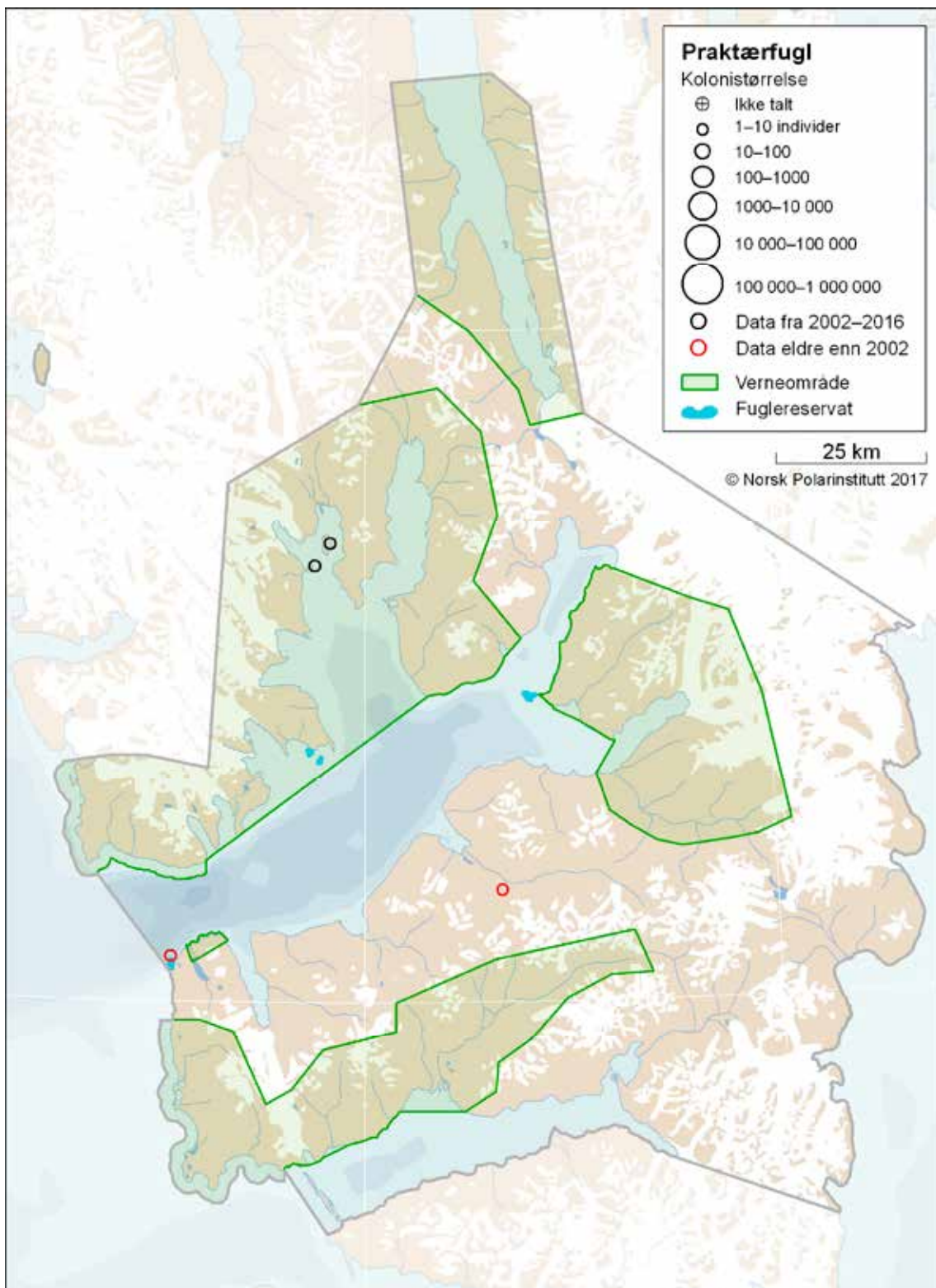
Figur 30: Registreringer av ærfuglreir i perioden 2005-2013 i a. Boheman fuglereservat og b. Gåsøyane fuglereservat (Kilde: Sysselmannen på Svalbard).

Statusvurdering

Ærfuglen er den mest tallrike andefuglen på Svalbard. Størrelsen på hekkebestanden er estimert til mellom 13 500 og 27 500 par, og totalbestanden på ettersommeren (voksne og årsunger) er beregnet til 80 000–140 000 individer. Den europeiske hekkebestanden er omtrent 840 000 par og regnes som stabil, men med nedgang i enkelte deler av utbredelsesområdet. Ukontrollert høsting av egg og dun på begynnelsen av 1900-tallet reduserte trolig bestanden på Svalbard, men fordi tidligere bestandsestimater er usikre, er omfanget av denne reduksjonen vanskelig å vurdere. Til tross for vernetiltak og etablering av fuglefredningsområder i 1973 og 1983, ser det ikke ut til at bestanden har økt nevneverdig. Årlig overvåking av hekkebestanden i Kongsfjorden siden 1980 og tellinger av fjærfellende ærfugl i 2002 og 2010–2011, indikerer at størrelsen på bestanden har holdt seg relativt stabil, eller gått noe ned de siste tiårene.



Figur 31: Registrerte hekkelokaliteter for ærfugl på Sentral-Spitsbergen. (Kilde: Norsk Polarinstitutt's kolonidatabase for sjøfugl).



Figur 32: Registrerte hekkelokaliteter for praktærfugl på Sentral-Spitsbergen. (Kilde: Norsk Polarinstitutt's kolonidatabase for sjøfugl).

4.1.2.7 *Praktærfugl*

Registrerte hekkelokaliteter for praktærfugl på Sentral-Spitsbergen er vist i Figur 32.

Praktærfuglen har en sirkumpolar nordlig, arktisk utbredelse. På Svalbard hekker den spredt langs vestkysten. Den er mindre knyttet til kysten og øyer enn ærfuglen. De viktigste hekkeområdene er ferskvannsdammer på Nordenskiöldkysten, Daudmannsøyra, på Forlandssletta og Reinsdyrflya.

Datagrunnlaget for praktærfugl er tynt. Det har ikke vært gjennomført spesifikke prosjekter med formål å kartlegge hekking av arten. Bare fire hekkelokaliteter er kjent. Dette gjenspeiler ikke artens reelle utbredelse. Dens spredte forekomst i hekkeområdene gjør arten krevende å kartlegge.

Praktærfuglene på Svalbard er antatt å overvintre på Spitsbergenbanken, mellom Bjørnøya og Sørkapp.

Statusvurdering

Praktærfuglen er en rødlistet art med status nær truet (NT).

Størrelsen på høstbestanden av praktærfugl på Svalbard (voksne individer og årsunger) har blitt estimert til å ligge mellom 2500 og 5000 individer. Bestandsutviklingen er ikke kjent. Den europeiske hekkebestanden er anslått til å være under 46 000 par. Bestanden regnes som stabil. Den store likheten mellom hunnene av ærfugl og praktærfugl, samt praktærfuglens spredte hekkemønster, gjør arten vanskelig å overvåke i hekkeområdene. Den er en relativt sky art som sjelden kan observeres på nært hold. I myteperioden kan praktærfuglene opptre i store flokker i grunne kystnære områder. Her er de svært sårbare for forurensning (f.eks. olje) og ulike typer menneskelig forstyrrelse.

4.1.2.8 *Storjo*

Registrerte hekkelokaliteter for storjo på Sentral-Spitsbergen er vist i Figur 33.

Storjoen forekommer kun i det nordøstlige Atlanterhavet (de nordlige deler av de britiske øyer, Færøyene, Island, Norge med Svalbard og Nordvest-Russland). Første hekkefunn på Spitsbergen var i 1976. Siden har bestanden vokst kraftig. Den hekker nå på øyer og holmer langs kysten rundt hele øygruppen.

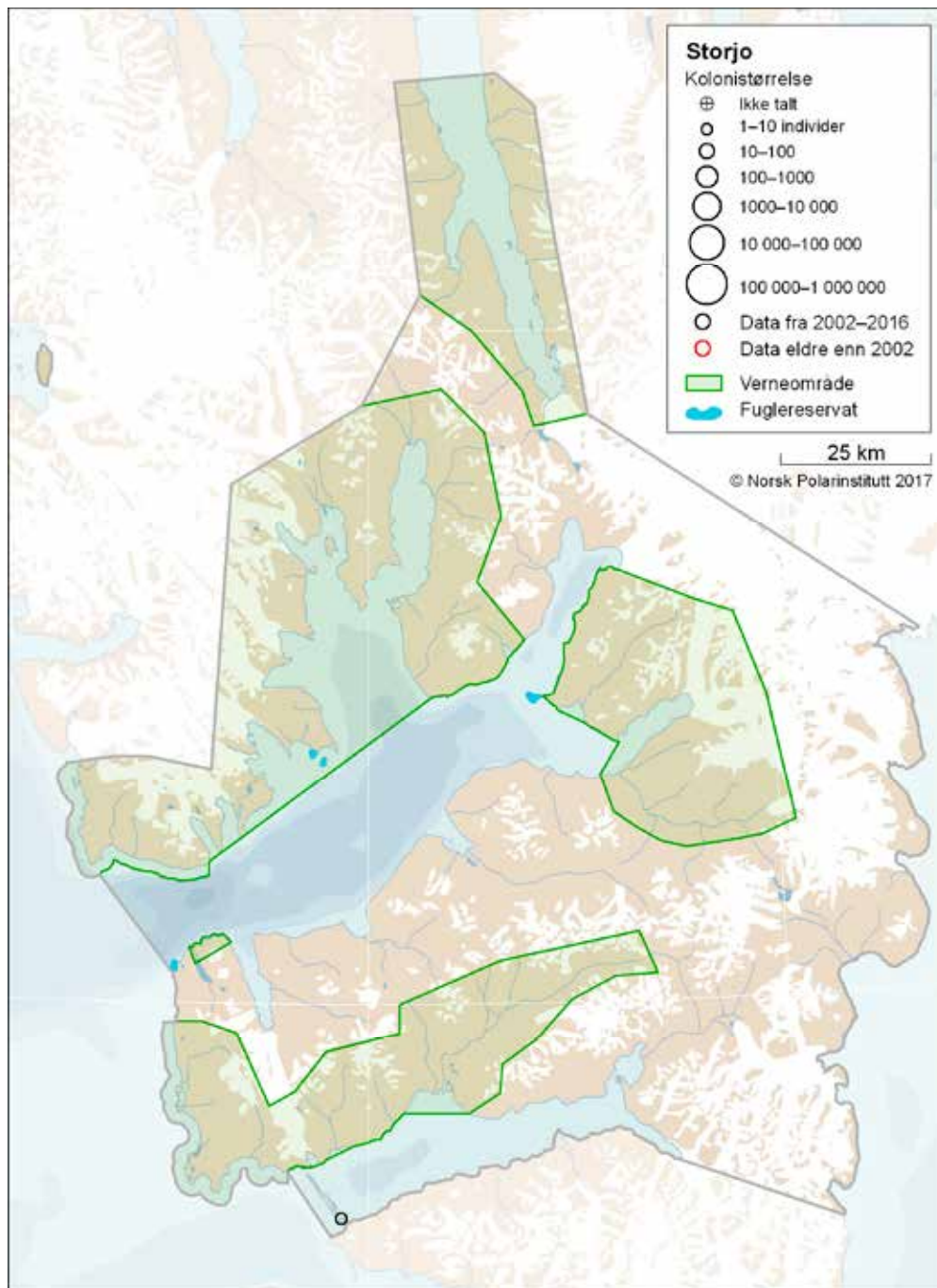
Kunnskapen om forekomst av storjo er av ny dato og er samlet inn i løpet av de siste 10 år stort sett gjennom Norsk Polarinstituttets overvåking og SEAPOP. Arten overvåkes på Bjørnøya (bestandsutvikling og demografi). Storjo er en art som øker i antall og utbredelse på Svalbard, og hekkefunn i nye områder gjøres hvert år. Figur 33 gjenspeiler derfor ikke artens reelle forekomst pr. 2017.

Storjoen overvintre utenfor kysten av Irland, Newfoundland og Nordvest-Afrika.

Statusvurdering

Storjoen ble første gang funnet hekkende på Spitsbergen i 1976. Bestanden har siden vokst kraftig. Vern og økt næringstilgang i artens kjerneområder på Shetland, Orknøyene og Island er trolig årsaken til at bestanden har vokst og utbredelsesområdet økt. Gjenfunn av storjo i Nord-Norge og på Svalbard av fugler som er ringmerket som reirunger i Skottland, indikerer

at mange av fuglene opprinnelig kommer fra dette området. Hekkebestanden på Svalbard er trolig et sted mellom 1000 og 1500 par, hvor omkring halvparten hekker på Bjørnøya. Kolonien på Bjørnøya er den største i Barentshavregionen. Den totale hekkebestanden i det nordøstlige Atlanterhavet var i 2004 på omlag 16 000 par.



Figur 33: Registrerte hekkelokalteter for storjo på Sentral-Spitsbergen. (Kilde: Norsk Polarinstitutt's kolonidatabase for sjøfugl).

4.1.2.9 *Sabinemåke*

Sabinemåke hekker i de arktiske og subarktiske områder av Nord-Amerika og Russland samt på Grønland og Svalbard. På Svalbard er den en sjelden og uregelmessig hekkefugl. Kjente hekkeplasser er Moffen, Lågøya og Kvitøya, men den er også funnet hekkende et fåtall andre steder.

Kun én lokalitet er kjent innenfor Sentral-Spitsbergen området, i Isfjorden. Lokaliteten er kjent for Sysselmannen på Svalbard, men er ikke vist på kart grunnet behov for beskyttelse av arten.

Sabinemåke overvintrer på den sørlige halvkule utenfor sørvestkysten av Sør-Amerika og vestkysten av Afrika.

Statusvurdering

Arten er rødlistet med status sårbar (VU).

Sabinemåken er blant de mest sjeldne hekkefuglene på Svalbard, og arten forekommer trolig årlig i et begrenset antall på 10-50 par. Den globale hekkebestanden er liten, trolig mindre enn 10 000 par. Bestandsutviklingen på Svalbard er ikke kjent. Hekkebestanden i Kongsfjorden på begynnelsen av 1900-tallet var aldri stor, og andre hekkefunn er primært av enkeltpar. Moffen er et unntak fra dette.

4.1.2.10 *Polarmåke*

Registrerte hekkelokaliteter for polarmåke på Sentral-Spitsbergen er vist i Figur 34.

Polarmåke har en sirkumpolar, høyarktisk utbredelse (i det nordøstlige Atlanterhavet, Grønland, Island, Jan Mayen, Svalbard, Frans Josef Land og Novaja Semlja). Den hekker spredt over hele Svalbard. Den hekker i størst antall på vestkysten, på Tusenøyane og på Bjørnøya. Polarmåke har samme økologiske funksjon som dagrovfugler har på sørligere breddegrader.

Data for mange av lokalitetene er fra før 2002. Det er imidlertid rimelig å anta at gamle hekkelokaliteter fortsatt er i bruk av ett eller flere par. Hekking skjer ofte i randsonen av fuglefjell der det er stabil mattilgang i hekkesesongen.

Flest kolonier finnes i Isfjorden og Bellsund. De fleste koloniene har under 10 individer, men det finnes også lokaliteter med 10-100 polarmåker.

Overvåking og registreringer

Polarmåke overvåkes på Bjørnøya og i Kongsfjorden. Dagens overvåking omfatter også bl.a. innsamling for undersøkelse av miljøgifter. På Bjørnøya har overvåking av hekkebestand pågått siden 1986 og hekkesuksess siden 1997. Polarmåke registreres årlig av feltinspektørene på navngitte øyer og holmer (se omtale under ærfugl).

Polarmåke overvintrer trolig i isfrie deler av Barentshavet og langs kysten av fastlandet. Ungfugler kan trekke lenger, slik som Island og sørvest-Grønland.

Statusvurdering

Arten er rødlistet med status nær truet (NT).

Hekkebestanden på Svalbard er estimert til å ligge et sted mellom 4000 og 10 000 par. Av disse hekker trolig omkring 1000 par på Bjørnøya, som har den største forekomsten av polarmåker på Svalbard og i Barentshavsregionen. Bestanden i Barentshavet er anslått til mellom 7000–17 000 hekkende par. Utviklingen i hekkebestanden på Svalbard er ikke fullt ut kjent, men bestanden på Bjørnøya og Hopen har vist en kraftig nedgang siden 1986. Ifølge studier utført på Bjørnøya, akkumulerer polarmåkene her høye nivåer av organiske miljøgifter, spesielt de fuglene som har spesialisert seg på å ta egg og unger fra andre sjøfugler. Det er dokumentert negative effekter av miljøgifter på polarmåkenes hormonproduksjon og immunforsvar, så vel som redusert hekkesuksess og voksenoverlevelse. Redusert næringstilgang som følge av en redusert lomvibestand og økt predasjon fra en voksende fjellrevbestand er også faktorer som kan være med på å forklare nedgangen i hekkebestanden av polarmåke på Bjørnøya. Årsaken til nedgangen på Hopen er ikke kjent.

4.1.2.11 Svartbak

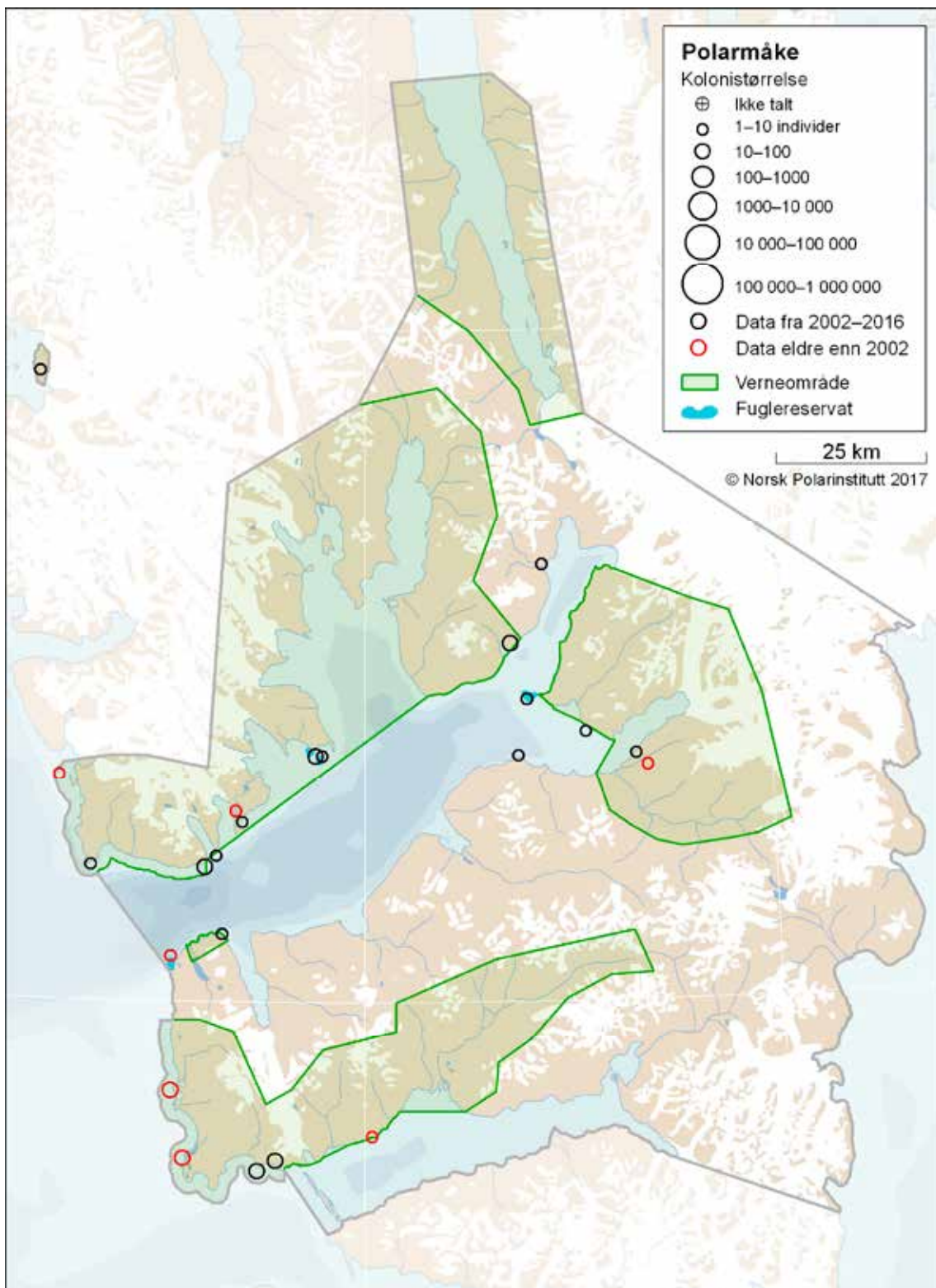
Registrerte hekkelokaliteter for svartbak på Sentral-Spitsbergen er vist i Figur 35.

Svartbaken er den største av måkene våre. Den hekker langs kysten av Nord-Atlanteren fra Baffinøya i vest, Grønland, Island, langs norskekysten inkl. Svalbard til Novaja Semlja. Den ble første gang påvist på Spitsbergen i 1930. Siden da har den økt i antall og utbredelse. I dag er hovedutbredelsen på Vest-Spitsbergen og Bjørnøya. Den hekker vanligvis som enkeltpar eller i små kolonier (2-5 par), gjerne sammen med polarmåke. Ca. halvparten av koloniene har data som er yngre enn fra 2002. Den andre halvparten har eldre data.

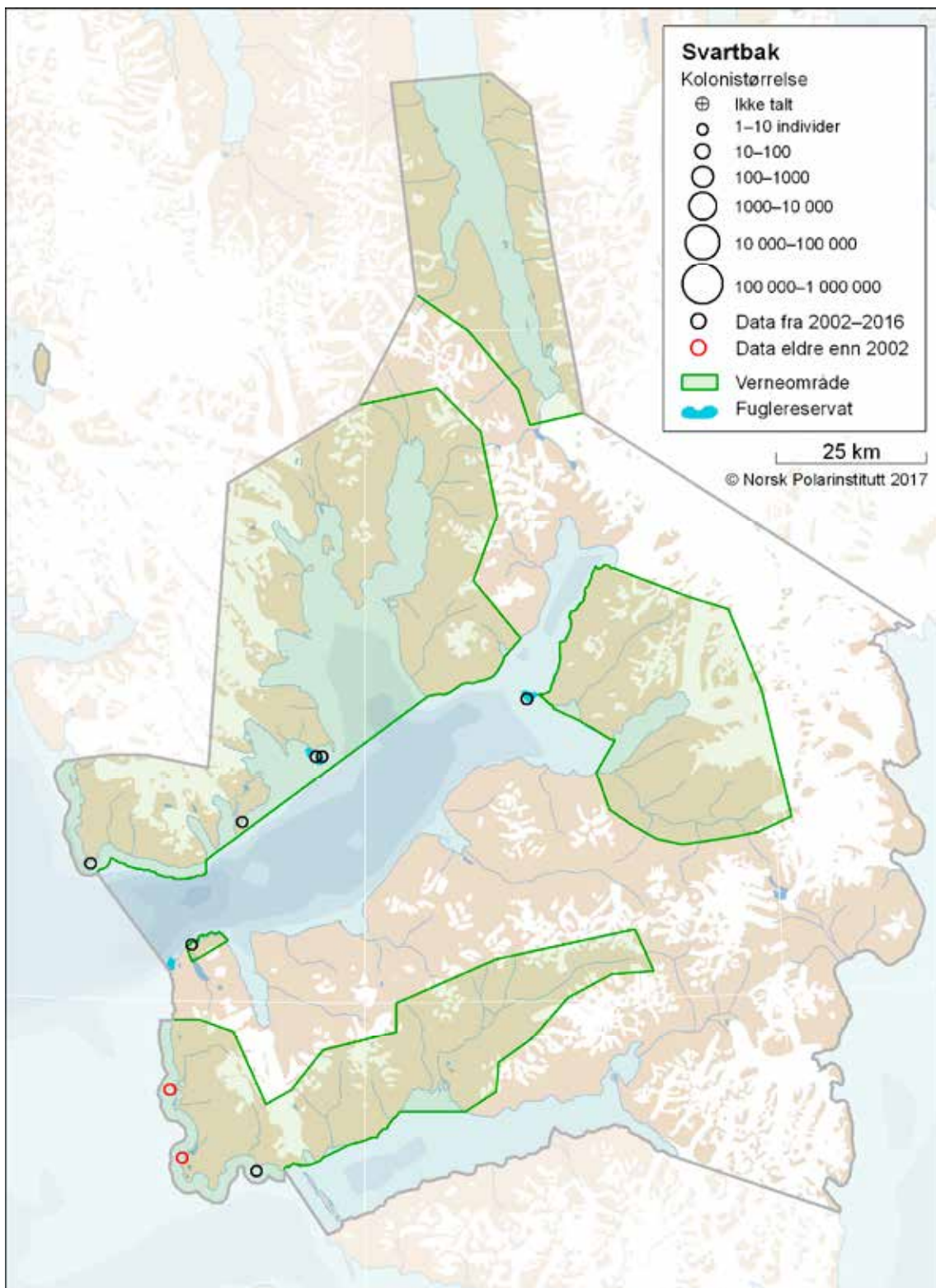
Svartbak overvåkes årlig av feltinspektørene på navngitte holmer og øyer (se omtale av ærfugl), og overvintrer utenfor kysten av Vest-Europa og i det nordlige Atlanterhavet.

Statusvurdering

Svartbaken er en relativt ny hekkefugl på Svalbard. Den ble funnet hekkende første gang på Bjørnøya i 1921 og på Spitsbergen i 1930. Siden den gang har bestanden vokst og arten har utvidet sitt utbredelsesområde, spesielt etter 1960. Svartbakens ekspansjon på Svalbard må ses i sammenheng med en tilsvarende ekspansjon på begge sider av det nordlige Atlanterhavet gjennom hele 1900-tallet. Hekkebestanden på Svalbard er trolig i størrelsesorden 100-300 par, mens bestanden i Barentshavsregionen er anslått til 33 000 hekkende par. Den europeiske hekkebestanden er anslått til mer enn 110 000 par og regnes som stabil. Studier har vist at svartbaken, på samme måte som polarmåken, akkumulerer høye nivåer av miljøgifter. Undersøkelser gjort i Nord-Norge har dokumentert negative effekter av miljøgifter på artens reproduksjon.



Figur 34: Registrerte hekkelokaliteter for polarmåke på Sentral-Spitsbergen. (Kilde: Norsk Polarinstitutt's kolonidatabase for sjøfugl).



Figur 35: Registrerte hekkelokaliteter for svartbak på Sentral-Spitsbergen. (Kilde: Norsk Polarinstitutt's kolonidatabase for sjøfugl).

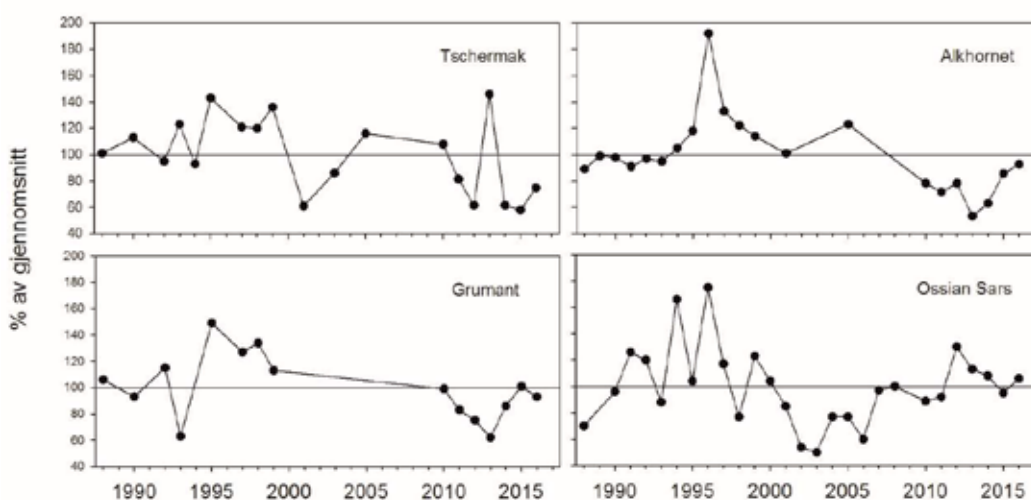
4.1.2.12 Krykkje

Hekkekolonier for krykkje på Sentral-Spitsbergen vises i Figur 37.

Krykkja er en mellomstor måke, og er den mest tallrike måkearten i verden. Levesettet er mer pelagisk enn hos de andre måkeartene. Krykkja har sirkumpolar utbredelse. På Svalbard hekker krykkja over hele øygruppen. Svært mange krykkjekolonier er kjent, omkring 250 kolonier av varierende størrelse er kartlagt. De fleste har 100-1000 fugler, men relativt mange har 1000 -10 000 fugler.

Overvåking og registreringer

Krykkje blir i dag overvåket flere steder på Sentral-Spitsbergen (se Figur 36).



Figur 36: Overvåking av kolonistørrelse hos krykkje i perioden 1988-2012 på utvalgte lokaliteter på Sentral-Spitsbergen (Kilde: MOSJ).

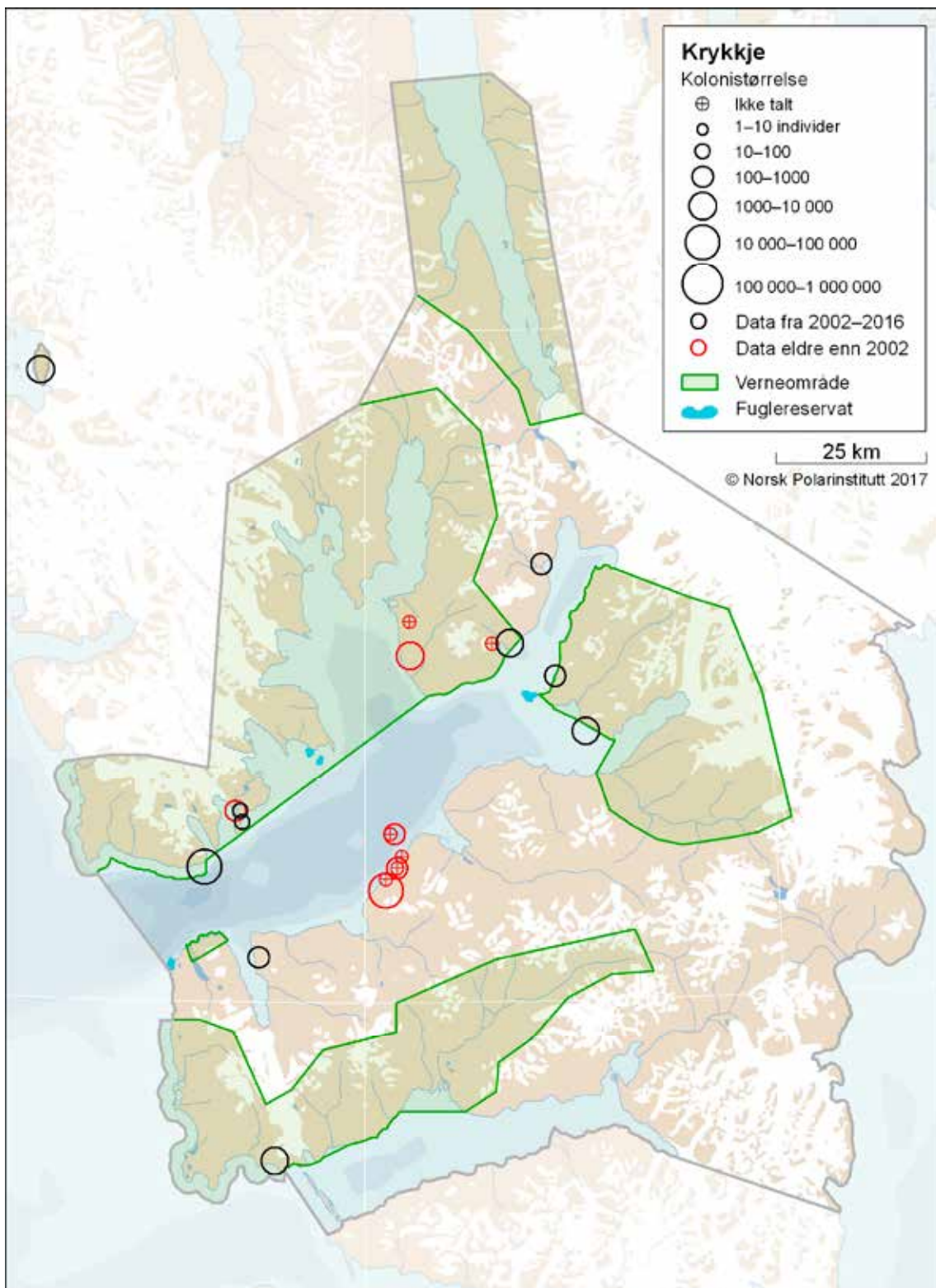
Norsk Polarinstitutt overvåker krykkje på følgende lokaliteter: Grumant, Tschermakfjellet, Alkhornet (alle tre ved Isfjorden) og Ossian Sars-fjellet ved Kongsfjorden. Denne overvåkingen har pågått siden 1988. De to førstnevnte lokalitetene har hatt en negativ utvikling i bestand, mens de to siste har vist en økning de siste årene.

I september forlater krykkjene Svalbard for å overvintre pelagisk på bankene utenfor Newfoundland og i Nordsjøen.

Statusvurdering

Krykkje er en rødlisteart med status nær truet (NT).

Krykka er den mest tallrike måkearten på Svalbard. Hekkebestanden er anslått til å være ca. 245 000 par, hvorav ca. 135 000 par hekker på Bjørnøya. Hekkebestanden i Barentshavsregionen er anslått til å være ca. 900 000 par. På Svalbard har bestanden trolig vokst gjennom 1900-tallet. Årlige overvåking i kolonier på Bjørnøya og Spitsbergen har vist en nedgang i bestanden i perioden 1995–2005, men bestanden har siden vært relativt stabil. Nedgang er også dokumentert i mange andre kolonier i Nord-Atlanteren, men årsaken til bestandsnedgangen er ikke kjent.



Figur 37: Registrerte hekkelokaliteter for krykkje på Sentral-Spitsbergen. (Kilde: Norsk Polarinstitutts kolonidatabase for sjøfugl).

4.1.2.13 Ismåke

Registrerte hekkelokaliteter for ismåke på Sentral-Spitsbergen vises i Figur 38.

Ismåken er en høyarktisk art som har tilhold i isfylte farvann hele året. Arten forekommer i Canada, på Grønland, Svalbard og i russisk Arktis. Ismåken lever av fisk og krepsdyr den finner ved iskanten, i tillegg til byttedyrrester etter isbjørn og polarrev. På Svalbard ligger det spredte kolonier hovedsakelig i de østlige deler av øygruppen. Ca. 80 kolonier er kjent, de fleste er små med mellom 10 og 50 hekkende par.

De siste årene er det drevet målbevisst kartlegging og overvåkning av ismåke. Ved hjelp av satellittsendere har en fått ny kunnskap om ismåkenes trekkruter, vinterområder og arealbruk i hekkesesongen. Kunnskapen om arten er fortsatt begrenset, men utbredelse og forekomst på Svalbard er nå godt kartlagt.

På Sentral-Spitsbergen forekommer de fleste koloniene langs østkysten, ut mot Storfjorden. Kolonier forekommer også øst for Billefjorden i Isfjorden og øst for Rindersbukta i Van Mijenfjorden. Alle koloniene ligger høyt og er vanskelig tilgjengelig.

Overvåking

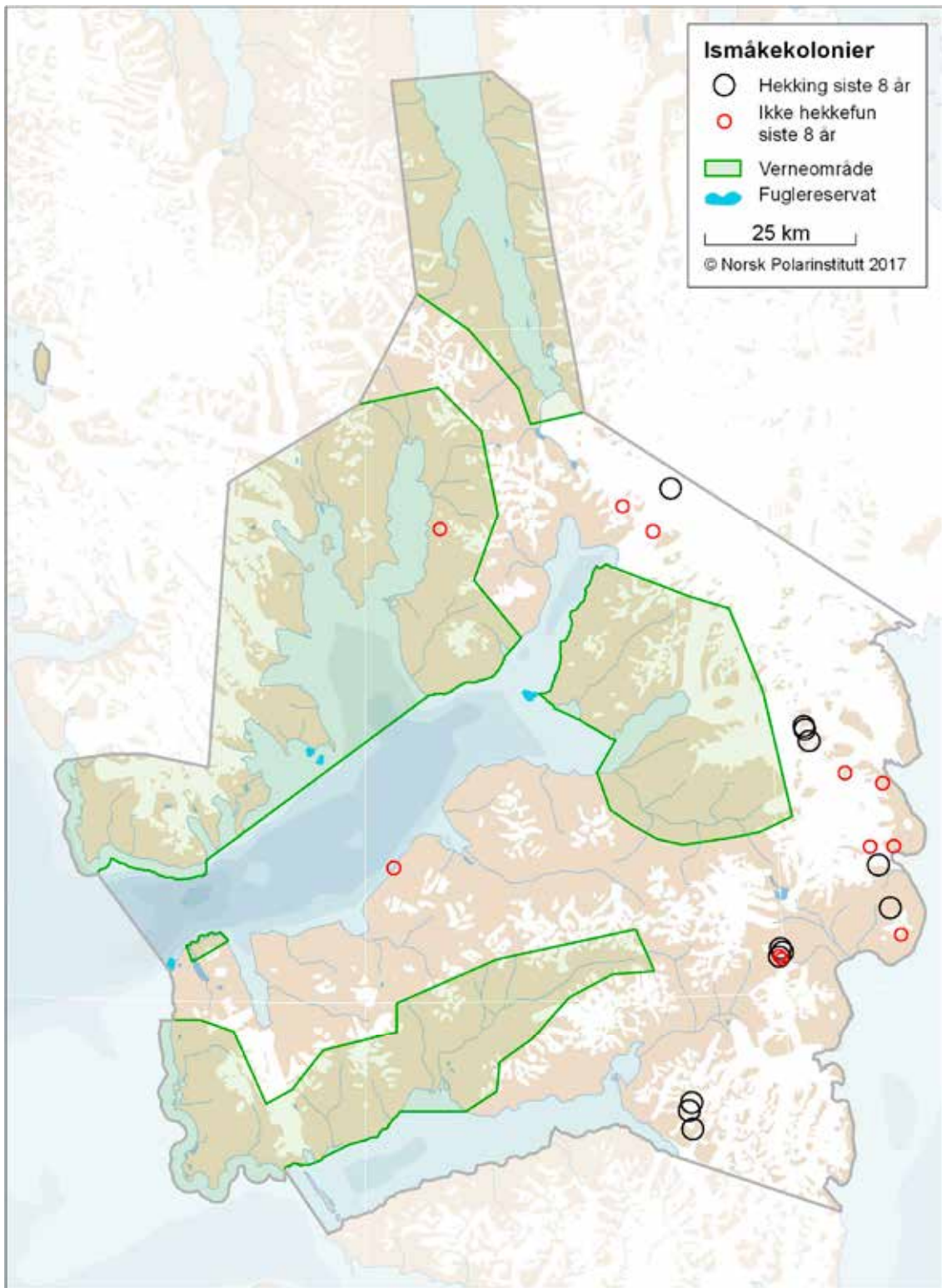
Norsk Polarinstitutt har overvåket antall hekkende par siden 2006. Hekkesuksess er overvåket siden 2009 ved hjelp av kamera. Disse dataseriene er under bearbeiding og klargjøres for publisering.

Statusvurdering

Ismåke er en rødlistet art med status sårbar (VU).

Ismåken er en sjelden art i global målestokk, og en av de sjøfuglartene vi vet minst om i verden i dag. Den globale hekkebestanden er anslått til ca. 14 000 par, hvorav 80% antas å hekke i Russland. Svalbardbestanden er estimert til å ligge et sted mellom 1000 og 2000 par. Overvåking som har pågått siden 2006 indikerer at bestanden på Svalbard er relativt stabil, men at det er en betydelig variasjon mellom år i hvor mange par som går til hekking og i hvilke kolonier fuglene etablerer seg.

På grunn av artens sterke tilknytning til drivisen, og dens rolle som åtsselfugl, kan ismåkene være sårbare for endringer i forekomst og utbredelse av havis, og for å akkumulere høye nivåer av miljøgifter. En 80% nedgang i den kanadiske hekkebestanden har blitt dokumentert. Arten har også gått tilbake i de sørlige hekkeområdene på Grønland. Man vet lite om årsakene til nedgangen i Canada og på Grønland, og om nedgangen er representativ for hekkeområdene i Russland.



Figur 38: Registrerte hekkelokaliteter for ismåke på Sentral-Spitsbergen. (Kilde: Norsk Polarinstitutt's kolonidatabase for sjøfugl).

4.1.2.14 Rødnebbterne

Registrerte hekkelokaliteter for rødnebbterne på Sentral-Spitsbergen vises i Figur 39.

Rødnebbterna er den eneste terna på Svalbard. Den har sirkumpolar utbredelse langt mot nord, men finnes også på øyer og langs fastlandet i det nordlige Atlanterhav og Stillehav. På Svalbard er den vanlig langs kysten over det meste av øygruppen. Rødnebbterna kjennetegnes ved å ha mange hekkelokaliteter og med et lite antall fugler (2-100) på hver. Enkelte kolonier kan telle flere hundre par. Rødnebbterna er en flyktig hekker i den forstand at den kan hekke ett sted ett år, for året etter å hekke et helt annet sted eller avbryte hekkeforsøket pga. dårlig næringstilgang. Svalbardbestanden er anslått til ca. 10 000 par. Rødnebbterna overvintrer i pakkisen i Sørishavet.

Rødnebbterne registreres årlig av feltinspektørene på navngitte holmer og øyer (samme som for ærfugl, se omtale i 4.1.2.6), men det drives ingen reell overvåking av arten. Ergo kan vi heller ikke oppgi statusvurdering som for øvrige arter.

4.1.2.15 Polarlomvi

Registrerte hekkelokaliteter for polarlomvi på Sentral-Spitsbergen vises i Figur 40.

Polarlomvien finnes i arktiske og subarktiske områder mellom 46° og 82°N. I nordøst finner vi den på Svalbard, Frans Josefs Land og Novaja Semlja. På Svalbard fins den hekkende over hele øygruppa. Totalt er det registrert 142 kolonier. De største koloniene med over 100 000 par finnes på sørøstkysten av Spitsbergen ved Storfjorden. Polarlomvi er en tallrik alkefugl. På Svalbard finnes den spredt hekkende i mange fuglefjell med varierende størrelse. Om vinteren finner vi polarlomvien utenfor Grønland, ved Island og Newfoundland (Canada).

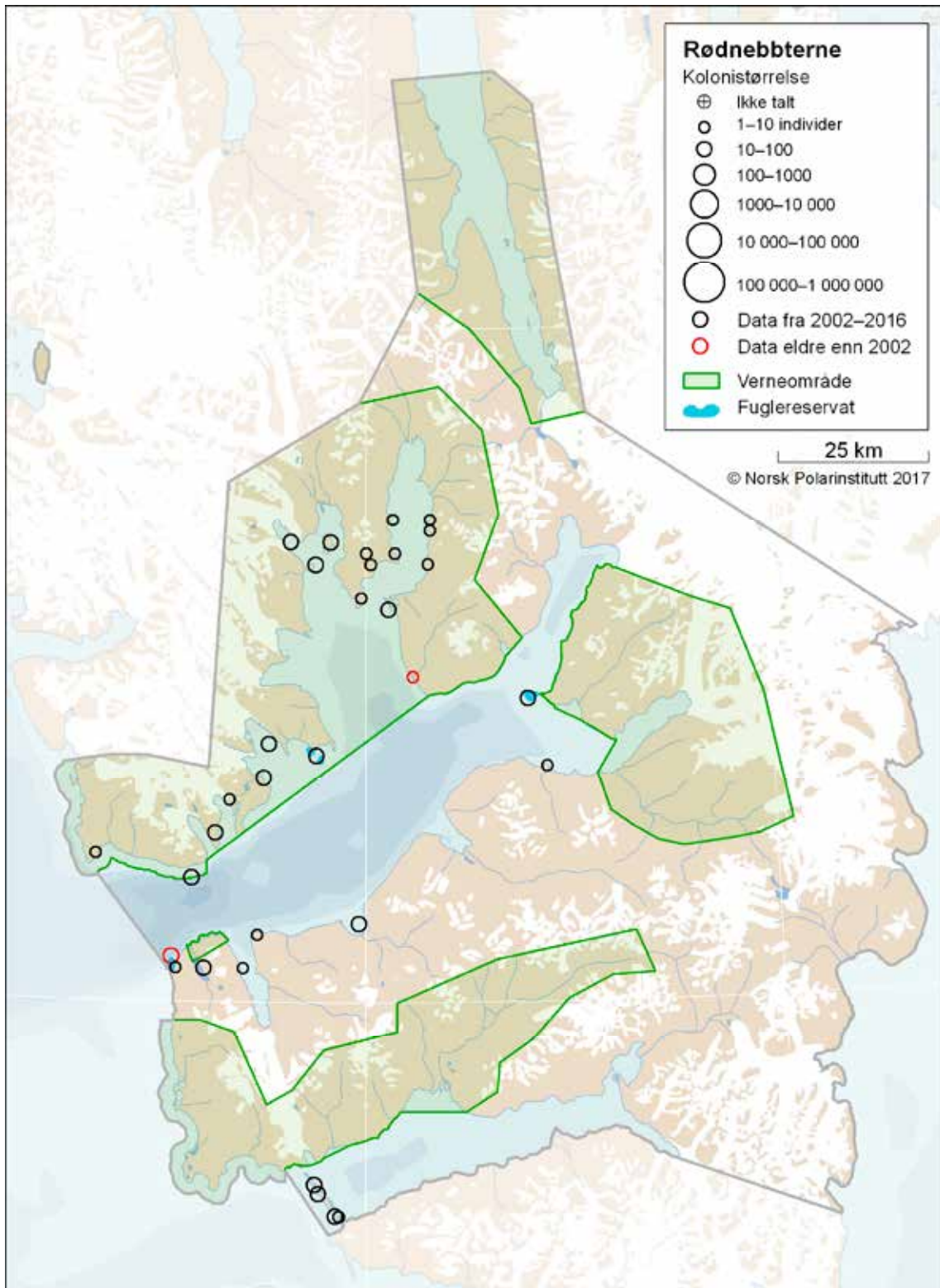
Overvåking og registreringer

Norsk Polarinstitutt overvåker kolonistørrelse hos polarlomvi på følgende lokaliteter: Grumant, Diabasodden, Tschermakfjellet og Alkhornet (alle fire ved Isfjorden), Fuglehuken nord på Forlandet og Ossian Sars ved Kongsfjorden (se Figur 41). I tillegg er det etablert referanseområder på Østkysten: Alkefjellet, Selanderneset, Diskobukta og Koval'skijfjella.

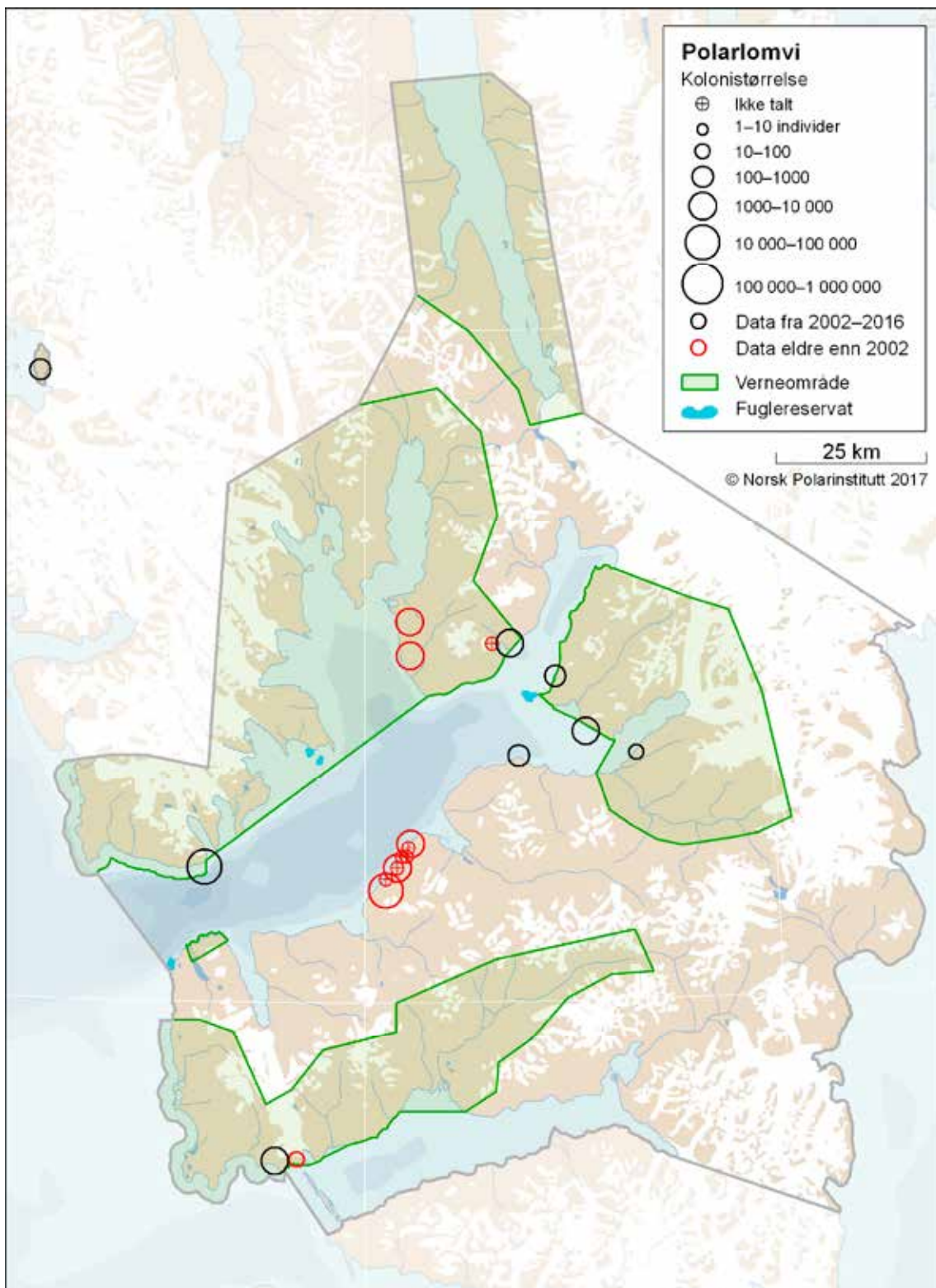
Statusvurdering

Polarlomvien er rødlistet med status nær truet (NT).

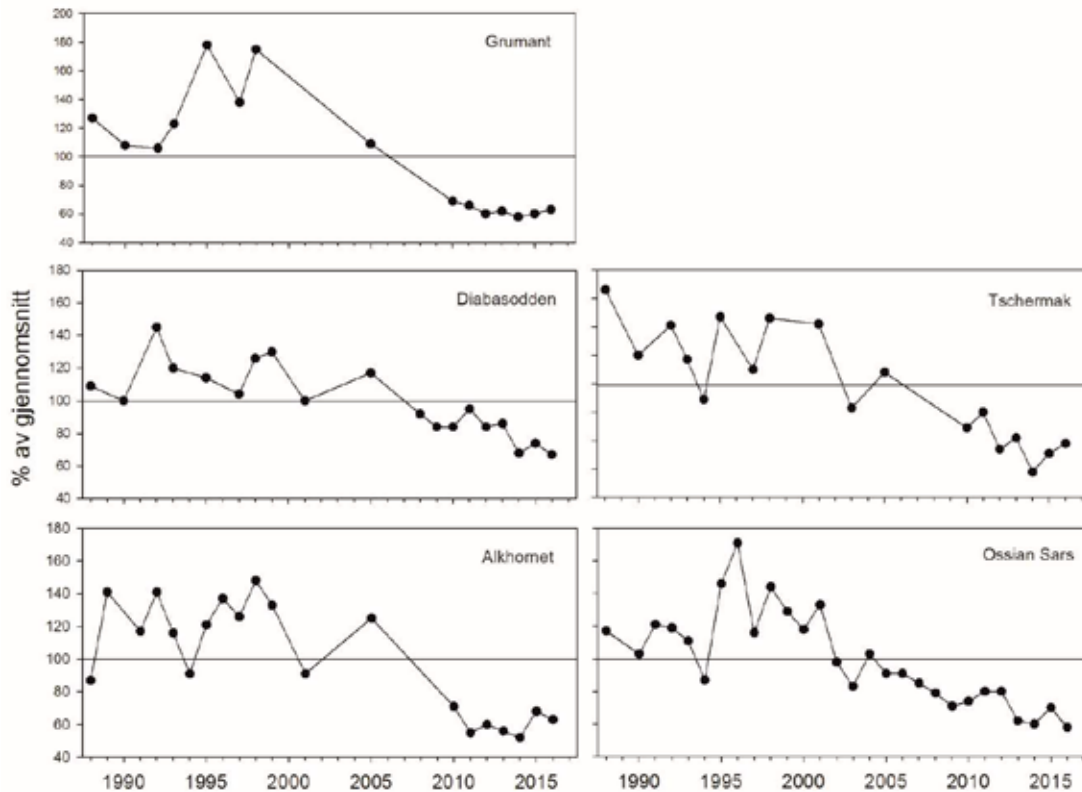
Hekkebestanden på Svalbard er anslått til å være ca. 850 000 par. Mens bestanden av lomvi på Bjørnøya gikk dramatisk tilbake i 1986-87, økte hekkebestanden av polarlomvi i de første årene etter sammenbruddet i lomvibestanden. Årsaken til denne forskjellen i respons er trolig polarlomviens mer varierte diett sammenliknet med lomvien. Siden 1990 har hekkebestanden av polarlomvi på Bjørnøya og Spitsbergen vært relativt stabil. På Spitsbergen ble det registrert en økning i hekkebestanden på 1980-tallet og deler av 1990-tallet. Etter 1995 er det dokumentert en nedgang i hekkebestanden i alle de overvåkede koloniene. Pr. 2017 er bestanden på Svalbard trolig halvert sammenliknet med slutten av 1990-tallet. Årsaken til denne nedgangen er trolig koblet til oppvarming av havområdene rundt Island og sørspissen av Grønland, hvor arten overvintrer. Redusert næringstilgang for polarlomvien i vinterområdene fører til redusert overlevelse. Et betydelig antall ungfugler fra Svalbard ble tidligere skutt hver vinter ved Grønland og Newfoundland (Canada). Imidlertid har jaktuttaket i Canada og på Grønland avtatt gjennom 2000-tallet, og studier av voksenalder overlevelse på Bjørnøya viser at denne vinterjakta ikke påvirker bestanden på Svalbard i nevneverdig grad.



Figur 39: Registrerte hekkelokaliteter for rødnebbterne på Sentral-Spitsbergen. (Kilde: Norsk Polarinstitutt's kolonidatabase for sjøfugl).



Figur 40: Registrerte hekkelokaliteter for polarlomvi på Sentral-Spitsbergen. (Kilde: Norsk Polarinstitutt's kolonidatabase for sjøfugl).



Figur 41: Overvåking av kolonistørrelse hos polarlomvi i perioden 1988-2012. (Kilde: MOSJ).

4.1.2.16 Teist

Registrerte hekkelokaliteter for teist på Vest-Spitsbergen vises i Figur 42. Arten er vanskelig å kartlegge, og dekingen er derfor dårlig sammenlignet med mange av de andre artene.

Teisten er en mellomstor alkefugl. Den har sirkumpolar utbredelse. Teisten har stor utbredelse og finnes spredt på mange hekkelokaliteter langs kysten og på øyer over hele Svalbard. Totalt er det registrert 202 kolonier/hekkeområder. De fleste av disse har et lite antall fugler under 10 eller mellom 10 og 100 teist.

Teisten overvintrer rundt Svalbard så lenge det er åpent vann.

Statusvurdering

Som følge av at teistene hekker spredt og at reirene ligger godt skjult, er arten vanskelig å kartlegge og studere i hekkesesongen. Det foreligger ingen detaljerte tellinger av hekkebestanden på Svalbard, men den er grovt anslått til ca. 20 000 hekkende par. Bestandsutviklingen er ikke kjent. Hekkebestanden i Barentshavet er anslått til mellom 60 000 og 80 000 par, og den europeiske bestanden til oppimot 130 000 hekkende par. Arten har gått tilbake innenfor flere deler av utbredelsesområdet. Arten er jaktbar på Svalbard om høsten, men det årlige uttaket er svært begrenset.

4.1.2.17 Alkekonge

Registrerte hekkelokaliteter hos alkekonge på Sentral-Spitsbergen vises i Figur 43.

Alkekongen er den minste av de europeiske alkefuglene. Den er en høyarktisk art med stor utbredelse. Alkekongen er den mest tallrike fuglearten på Svalbard. Bestanden er anslått til > 1 million par. Den hekker over hele øygruppen, men er fåtallig i de østligste områdene. I alt er 207 kolonier/hekkeområder kjent. Disse ligger i steinurer eller fjellpartier med sprekker og hulrom. De største koloniene ligger sørvest og nordvest på Spitsbergen, spesielt i Hornsund, Bellsund og området rundt Magdalenefjorden.

Alkekongene overvintrer utenfor Sørvest-Grønland. Noen overvintrer årlig rundt Svalbard, i Barentshavet og langs norskekysten sør til Skagerak.

Overvåking

Norsk Polarinstitut overvåker demografi og diett hos alkekonge i Bjørndalen, men ikke kolonistørrelse. Det er svært vanskelig å overvåke kolonistørrelse hos denne arten.

Statusvurdering

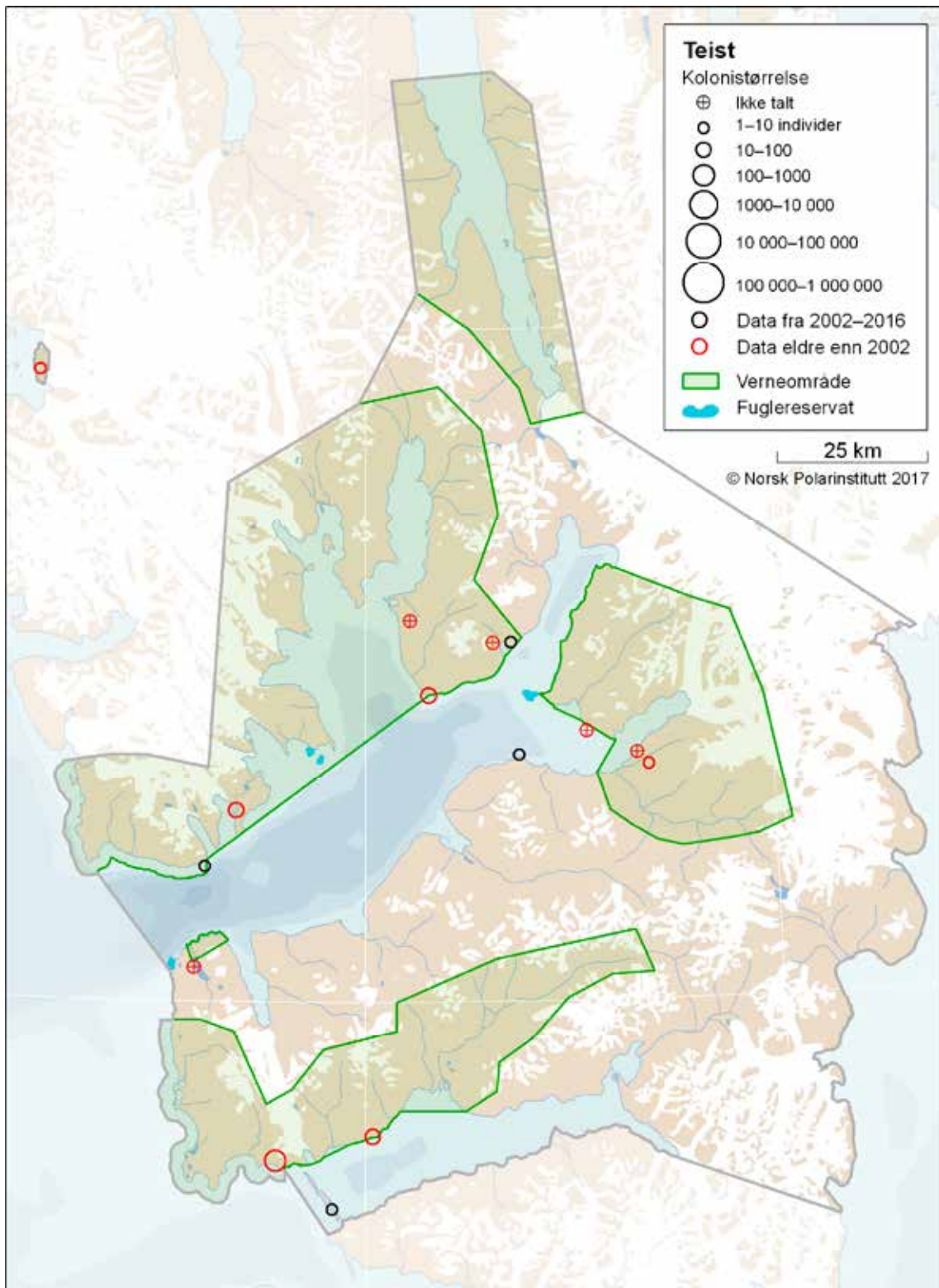
Alkekongen er den mest tallrike fuglearten på Svalbard, og trolig den mest tallrike sjøfuglarten i verden. Det er imidlertid vanskelig å beregne totalbestanden på grunn av at reirene ligger skjult, og antall fugler som til enhver tid sitter i kolonien varierer mye. Hekkebestanden på Svalbard er grovt anslått til mer enn en million par. I Barentshavsregionen er bestanden anslått til ca. 1,3 millioner par, og den globale bestanden er anslått til omkring 15 millioner par. Alkekongen, i likhet med de andre sjøfuglene på Svalbard, spiller en viktig rolle i økosystemet på Svalbard ved å transportere næringsstoffer fra det marine miljøet til det terrestriske. Dette skjer gjennom guanoen (ekskrementer) som etterlates i og rundt kolonien. Fordi mange av koloniene ligger et stykke fra sjøen, siger næringsstoffene gjennom tundraen og gjødsler denne mens guanoen siger ut mot havet.

4.1.3 Mytebestander

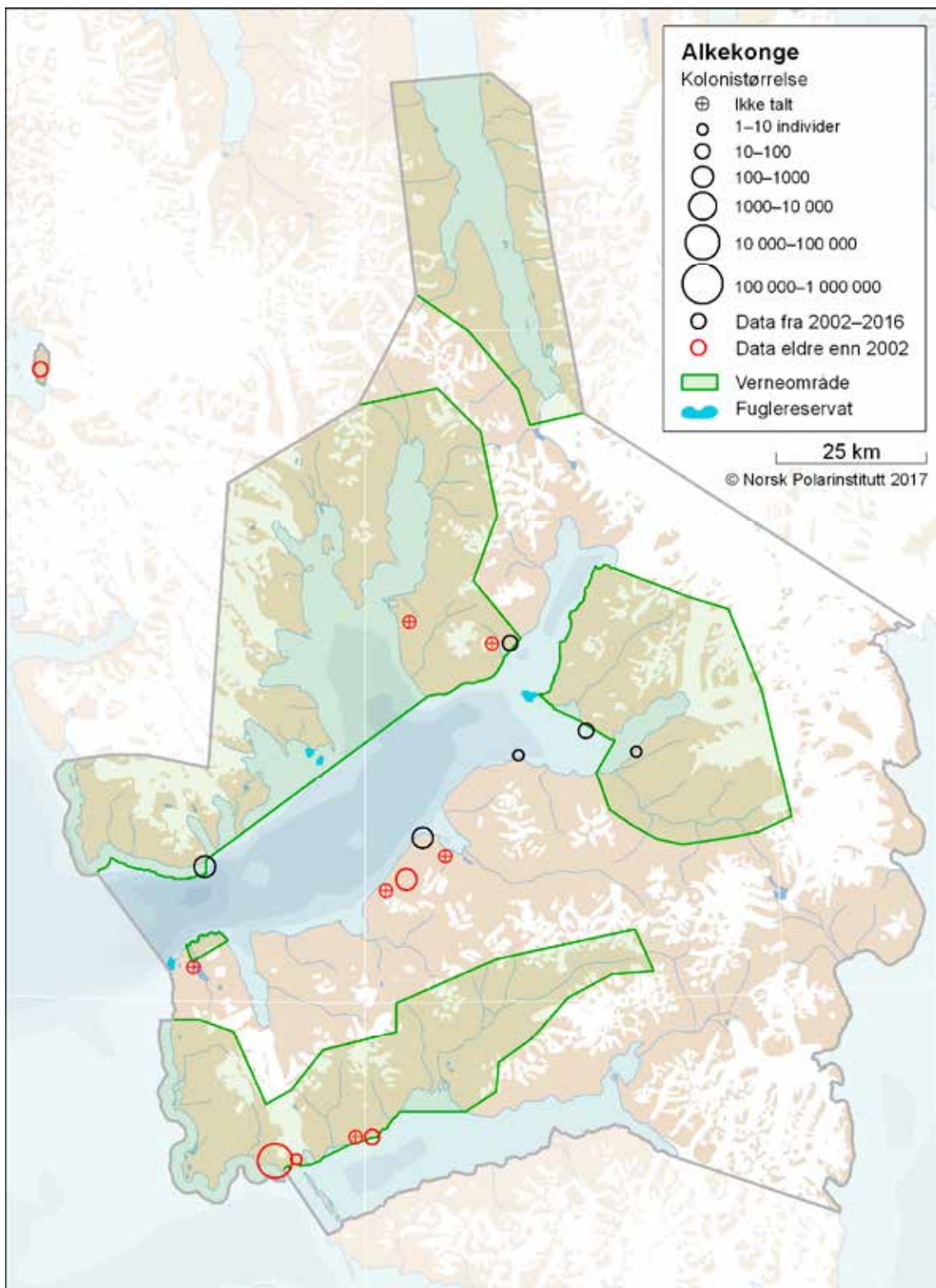
Svalbard er et viktig hekke-, oppvekst- og myteområde for store bestander av andefugl. Felles for alle andefugler er at de etter hekkesesongen gjennomfører en fullstendig utskifting av vingefjærene (myting), og på grunn av dette mister flyveevnen i ca. en måned. Fjærfellingen foregår i juli-august, og artene samles da i konsentrerte flokker på grunne områder langs kysten. På grunn av flokkadferden og manglende flyveevne er fuglene svært sårbare for alle typer menneskelig forstyrrelse i denne perioden.

Kunnskap om mytebestandene og myteområder er viktig kunnskap i forstyrrelses- og ferdsels-sammenheng. På Svalbard faller myteperioden sammen med den perioden det er mest aktivitet/trafikk på øygruppen, og detaljert kunnskap om myteområder er derfor viktig skal en ha en mulighet til å styre trafikken unna de viktigste og mest sårbare områdene. Kunnskap om myteområdene er også viktig i beredskapssammenheng, blant annet ved akutt oljeforurensning som følge av f.eks. skipsuhell. Data på mytebestandenes størrelse er også viktige i overvåkingssammenheng for å følge artenes bestandsutvikling og reproduksjon.

Som en del av programmet SEAPOP ble det i 2010 og 2011 gjennomført tellinger av høstbestandene av sjøfugl på Svalbard, med fokus på mytende andefugl (primært ærfuglartene).



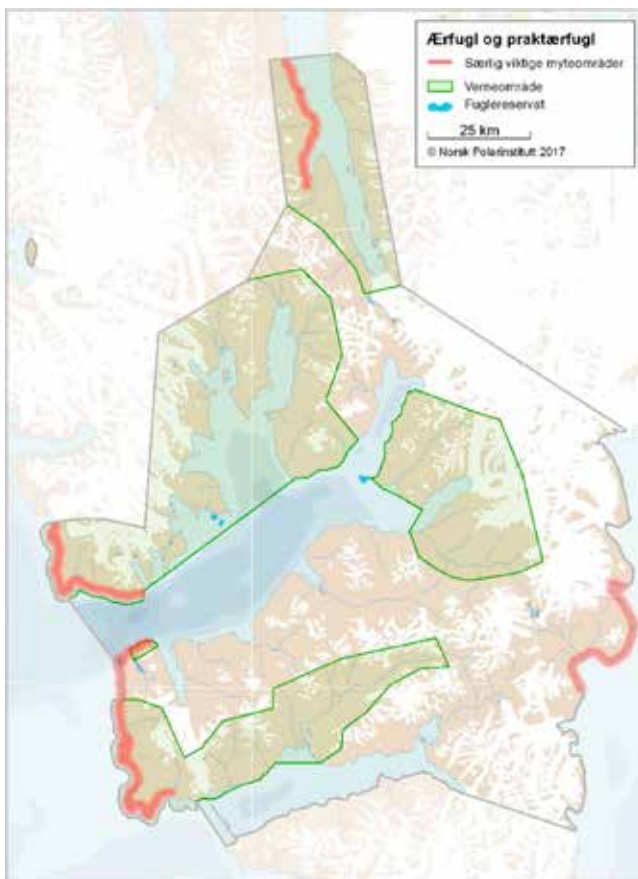
Figur 42: Registrerte hekkelokaliteter for teist på Sentral-Spitsbergen. (Kilde: Norsk Polarinstitutt's kolonidatabase for sjøfugl).



Figur 43: Registrerte hekkelokaliteter for alkekonge på Sentral-Spitsbergen. (Kilde: Norsk Polarinstitutt's kolonidatabase for sjøfugl).

Resultatene viser at viktige myteområder for ærfugl og praktærfugl på Sentral-Spitsbergen er lokalisert langs kysten av Daudmannsøyra, langs Nordenskiöldskysten og kyststrekningen fra Agardhbukta nordover til Dunérbukta, på vestsiden av Storfjorden. Resultatene antyder at bestanden av ærfugl og praktærfugl ligger på samme nivå eller har gått noe tilbake siden 1980-tallet. For en fullstendig gjennomgang av mytetellingene i 2010 og 2011, se Strøm et al. (2012). I Figur 44 vises oppsummeringskartet fra denne sluttrapporten, som gir viser hvilke områder som hadde høyest tetthet av mytende andefugl i høstperioden 2010 og 2011.

Det er ikke foretatt systematisk kartlegging av myteområdene for gjess på Svalbard. GOOSEMAP presenterer kart over observasjoner av mytende, ikke-reproduserende fugler (<http://goosemap.nina.no/Kart-og-data/Kart>). For kortnebbgås utgjør Nordenskiöldkysten, på lik linje som for ærfuglartene, et tilsynelatende viktig område. Under reintellinger fra helikopter i juli måned ble det i årene 2002-2004 observert store ansamlinger av mytende kortnebbgjess i indre deler av Sassendalen og Vendomdalen. Men i og med at det ikke er gjennomført systematiske undersøkelser, må dataene behandles med forsiktighet. For hvitkinngås foreligger det spredte observasjoner rundt hele Isfjorden og enkelte observasjoner på nordsiden av Van Mijenfjorden (primært utløpet av Reindalen). For ringgås foreligger det observasjoner av mytende fugler kystnært rundt Dicksonfjorden og indre deler av Ekmanfjorden/Holmströmøyra/morenen.



Figur 44: Kart som viser spesielt viktige myteområder for ærfugl og praktærfugl på Svalbard basert på tellinger utført i 2010-2011. (Strøm et al. 2012).

4.1.4 Sjøfuglreservatene

På Svalbard er det 15 fuglereservater, alle opprettet i 1973, samtidig med opprettelsen av de tre nasjonalparkene som omfattes av denne rapporten og to av fem naturreservater (Nordaust-Svalbard og Søraust-Svalbard naturreservater). Alle fuglereservatene ligger på vestkysten av Spitsbergen, spredt fra Sørkapp i sør til Danskøya i nord. Av disse 15 ligger sju utenfor og åtte innenfor nasjonalparkene (se Figur 1: Kart over utredningsområdet). Det er verdt å merke seg at alle fuglereservatene er flate øyer som utgjør gode hekkehabitater for ærfugl, gjess og vadefugl, men ikke for klippehekkere.

Datagrunnlaget for fuglereservatene er generelt ikke veldig godt. Både Norsk Polarinstitutt og Sysselmannen har data fra tellinger i fuglereservatene, men de aller fleste tellingene er ikke standardiserte. Norsk Polarinstitutt har i det hele tatt lite data fra fuglereservatene det siste tiåret. Dette skyldes i hovedsak at fokuset har vært rettet mot overvåking av bestandsparametre i en større sammenheng.

Sysselmannen på Svalbard registrerer forekomst av sjøfugl i flere fuglereservater, men mange av tellingene er ikke standardiserte, og de som er standardiserte gjennomføres årlig av forskjellig personell. Dette medfører at det er vanskelig å benytte disse data som bakgrunn for trendvurderinger. I dette kapitlet har vi presentert registreringer som er vurdert å ha tilfredsstillende kvalitet, men som ikke kvalifiserer som overvåkingsserier.

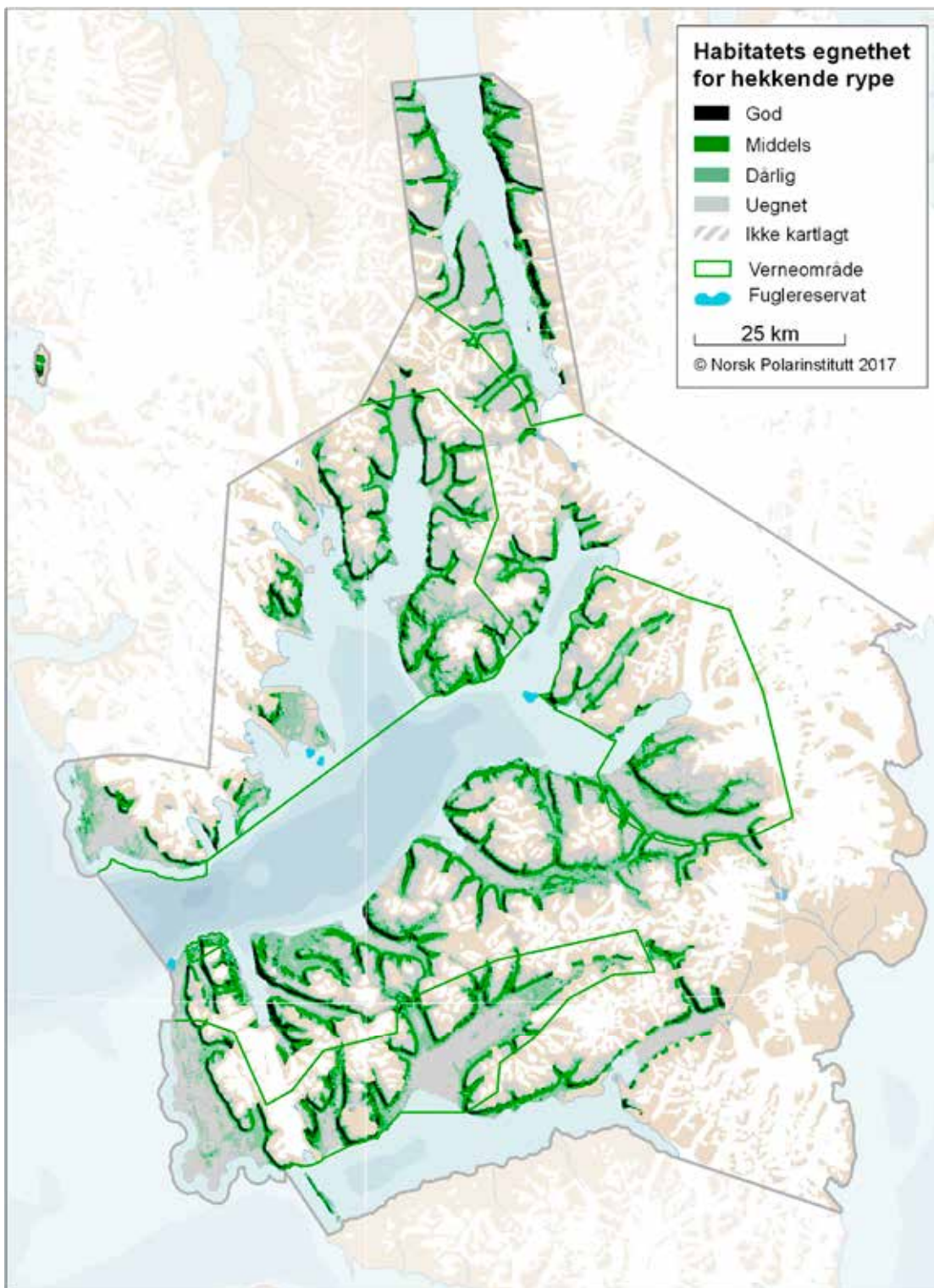
4.1.5 Terrestrisk fugl

4.1.5.1 Svalbardrype

Svalbardrypene er en underart av fjellrype og er den eneste plantespisende fuglearten som lever på Svalbard hele året. Den er stedegen for Svalbard og Franz Josefs Land, og derfor en art som Norge har et spesielt forvaltningsansvar for. Bestandsestimater for hele Svalbard finnes ikke. Bortsett fra i de nord-østligste delene hekker den vanligvis over det meste av Svalbard, men er ikke dokumentert hekkende på Kvitøya, Kong Karls Land, Hopen og Bjørnøya (Løvenskiold 1964; Pedersen et al. 2005). Svalbardrype er ikke registrert i rødlisten for Svalbard, men dens vektning bør vurderes ved neste oppdatering av rødlisten.

Svalbardrypene har lav genetisk diversitet som tyder på at de har vært isolert på øygruppen i lang tid (Sahlman et al. 2009). Leveområdene varierer gjennom året og rypene oppholder seg i atskilte habitater i hekketiden og i vinterhalvåret. De forlater hekkeområdene i september-oktober og begge kjønn returnerer til hekkeområdene igjen i løpet av mars, steggene returnerer først deretter hønene (Unander og Steen 1985; Fuglei et al. 2017). I 2011 ble det ferdigstilt en habitatmodell for Svalbardrypene som gir grunnlagsdata om fordelingen av egnede hekkehabitater på Spitsbergen. Egenskaper ved både vegetasjonen og terrenget har betydning og habitatmodellen består av fire forklaringsvariabler: 1) naturtype, «etablerte reinroseheier», 2) høyde over havet, 3) terrengets helning og 4) en indeks for solinnstråling. I områder som har alle disse egenskapene er det størst sannsynlighet for å finne territoriell stegg om våren, noe som indikerer at området er egnet som hekkehabitat. De beste områdene finnes i relativt smale bånd, litt opp i fjellsidene med sørlig/vestlig eksposisjon og rikelig med reinroseheier (Figur 45; Pedersen et al. 2011; 2017).

Tilgangen på gode hekkehabitater kan være begrensende for bestanden da kun omlag 3-4 % av de isfrie landområdene på Svalbard utgjør medium til gode habitater for rypene (Pedersen et al. 2011; 2017).



Figur 45: Kart som viser fordeling av egnede hekkehabitater for svalbardrype på Sentral-Spitsbergen. Habitatindeksen er delt i tre klasser (god, middels og dårlig). Av faglige hensyn er områder hvor vekstsesongen starter først etter 1. juli utelatt (fra Pedersen, et al. 2011; 2017).

Svalbardrype er en viktig småviltart som det har vært drevet utstrakt jakt på i flere hundre år uten at det har eksistert informasjon om bestandens størrelse og hvilke faktorer som påvirker bestanden i rom og tid (Løvenskiöld 1964). I 2000 startet derfor en overvåking av svalbardrype sentralt på Spitsbergen (Nordenskiöld Land) i et område på om lag 1000 km². Denne overvåkingen gjøres årlig. Dataene fra overvåkingen viser at bestanden av fjellrype på Svalbard er en lavtetthetsbestand. Tettheten av stegg som går til hekking varierer lite mellom år (1-5 stegg per km²), uten sykliske variasjoner og hvor det så langt ikke er registrert noen nedadgående trend i bestanden (Pedersen et al. 2012; Soininen et al. 2016).

I 2013 sammenstilte og publiserte Norsk Polarinstitutt tidligere upubliserte data fra et eksperimentelt utskytingsprosjekt på svalbardrype ved Ny-Ålesund fra 1980-tallet (Fuglei et al. 2013; Pedersen et al. 2014). Hensikten med prosjektet var å sammenstille og analysere upubliserte data på hvordan bestander av svalbardrype responderer demografisk (alders-, kjønns sammensetning og kroppsvekt) på jaktfødelighet og om hekketettheten endres etter jaktuttak. Resultatene viste at det finnes overskuddsfugl i bestandene av svalbardrype og at hekketettheten ikke ble påvirket av uttaket av rype. Det ble konkludert med at det finnes et overskudd å høste av (Fuglei et al. 2013; Pedersen et al. 2014). Denne konklusjonen er sannsynligvis konservativ fordi eksperimentets uttak ble utført med stor intensitet på voksne fugl om våren, i kontrast til normal høstjakt hvor en stor del av uttaket gjelder ungfugl med større naturlig dødelighet. Man skal allikevel være forsiktig med å framskrive resultatene fra undersøkelsen i tid fordi dagens raske endringer i klima kan ha ukjente fremtidige effekter på økosystemet og rypebestandens evne til å tåle et jaktuttak (Henden et al. 2017).

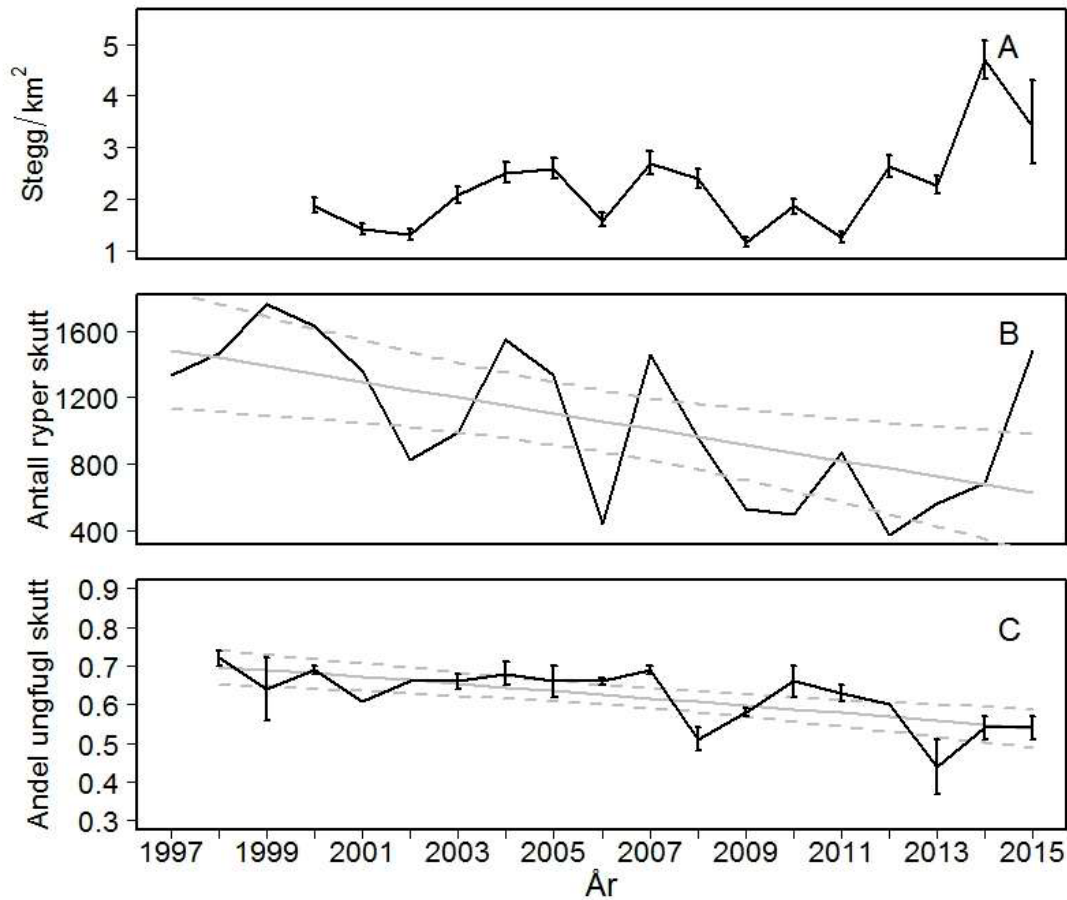
Nylig ble overvåkingsdataene publisert sammen med jaktstatistikken for rype. Jaktstatistikken for Svalbardrype startet i 1997 og viser at det årlig felles mellom 500 og 2000 ryper (Figur 46; Soininen et al. 2016). Mer om høstbare arter i eget kapittel, se 4.6.5.

Jaktdataene gir informasjon om antall felte ryper per år, og andel ungfugl i bestanden som bestemmes fra innleverte vinger. Jaktstatistikken indikerer en tydelig nedgang i både antall skutte ryper per år og andel ungfugl jaktet i perioden 1997 og 2015, mens overvåkingen av hekkebestanden indikerer en forholdsvis stabil bestand i overvåkingsområdet (Soininen et al. 2016). Det er derfor uklart hvorvidt de motstridende trendene mellom jakt- og overvåkingsdata skyldes endret jaktpraksis og om vingedataene gjenspeiler det antallet rypekyllinger som faktisk finnes og kan telles i terrenget. Dette er kunnskapshull som det pågående prosjektet «Svalbardrypenes jaktstatistikk» finansiert av Svalbards Miljøvernfond (2017-2018) skal undersøke.

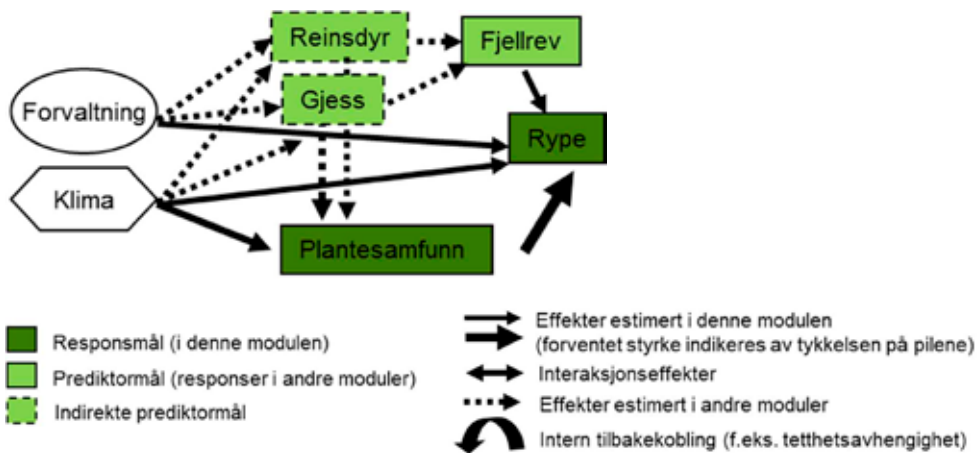
Et varmere klima er en viktig påvirkningsfaktor og Svalbardrypene påvirkes negativt av milde vintre med regnvær og isdekte beiter som hindrer tilgang på beiteplanter og begrenser næringstilgangen (Figur 47. Ims et al. 2013).

Isdekte beiter kan gi en ytterligere negativ effekt på rypene gjennom økt predasjonstrykk fra fjellrev som profitterer på større tilgang på reinsdyrkadaver om vinteren (Ims et al. 2013, 2014). En tidligere start på våren kan føre til endringer i hekkebiologi og en «mismatch» (forskyvning) mellom klekketidspunkt og næringsinnhold og tilstedeværelse av viktige beiteplanter for kyllingene som er næringsspesialister (Figur 47; Ims et al. 2013, 2014). Likeledes kan klimainduserte økende gåsebestander som hekker på Svalbard føre til økt konkurranse med de stedege plantespiserne, rype og rein, om viktige beiteplanter (Ims et al.

2013; 2014; Pedersen et al. 2013). Fangst-gjenfangst studier fra det samme tidsrommet har gitt en overlevelse for svalbardryperne mellom år på om lag 50 % (Unander et al. 2016).



Figur 46: A) Antall rypestegg per kvadratkilometer per år i overvåkingsområdet (Adventdalen og Sassendalen), B) antall skutte ryper per år og C) andel ungfugl i jaktuttaket. Linjene i B og C viser de estimerte negative trendene (heltrukken linje) med usikkerhetsmargin (stiplet linje). Bearbejdet fra Soininen et al. (2016).



Figur 47: Konseptuell modell for svalbardryper som beskriver artens funksjon i økosystemet og dens relasjon til klimaendringer og forvaltningsrelaterte aspekter. Fra Ims et al. (2013).

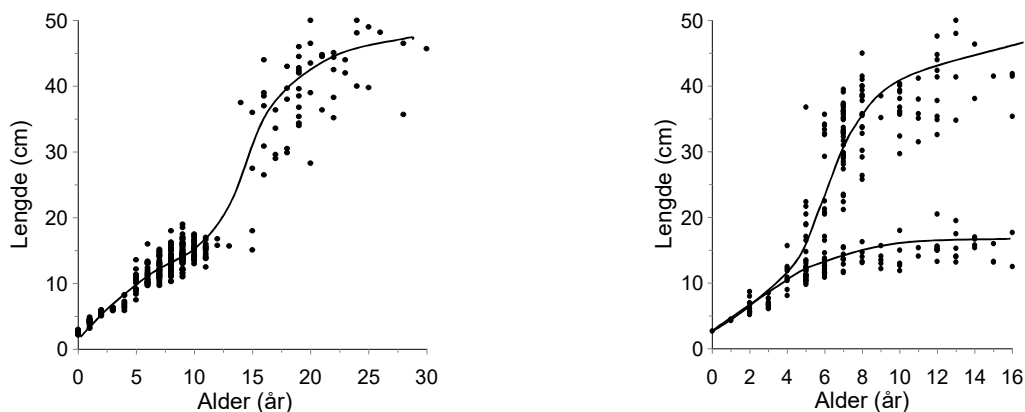
4.1.6 Øvrig fugl

Kunnskapsgrunnlaget for mange av de øvrige fugleartene på Svalbard er variabelt og generelt mangelfullt. Av de 34 registrerte hekkefuglene på Svalbard gjengitt i tabell Tabell 3 er 15 uten detaljomtale i denne rapporten pga. få tilgjengelige observasjonsdata. Av disse 15 artene er ni på rødlista for Svalbard, og av disse ni er sju vadefugl. Et flertall av rødlisteartene på Svalbard er på lista pga. små bestandsstørrelser.

En av konklusjonene etter en workshop om rødlisteartene på Svalbard holdt i Tromsø i april 2013 var at det er behov for en helhetlig strategi for hvordan kunnskapsinnhenting for rødlisteartene skal foregå på Svalbard. En slik strategi må si noe om hvilke typer kunnskap som må prioriteres for ulike arter og artsgrupper, og hvordan man på en best mulig måte kan koordinere kunnskapsinnhenting for flere arter med mest mulig kost-nytte.

4.2 Svalbardrøye

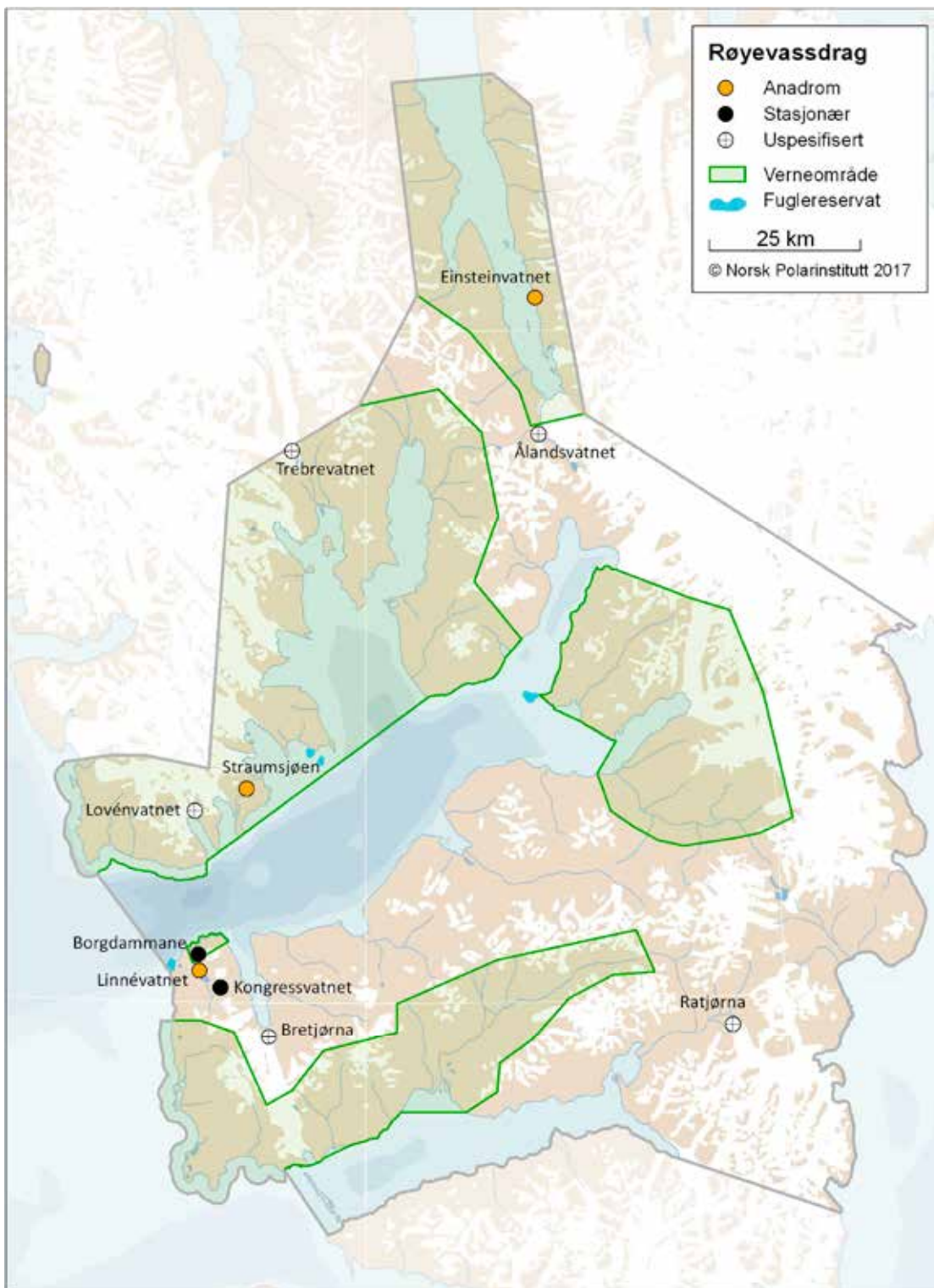
Røye (*Salvelinus alpinus*) er verdens nordligste ferskvannsfisk. Den finnes hele veien rundt polhavet og er den eneste ferskvannsfisk som lever og reproduserer i vassdrag på Svalbard (Svenning et al. 2007). Her finnes den i to hovedformer (Figur 48); som ferskvannsstasjonær innlandsrøye ("stasjonærøye") eller som anadrom røye ("sjørøye").



Figur 48: Lengde ved alder hos røye fanget i en typisk lukket innsjø med kun stasjonær røye (venstre) og et vassdrag med sjørøye, der bestanden er tydelig økologisk segregert i anadrome og stasjonære individer (høyre). Vekstomslaget i den lukkede innsjøen skyldes overgang til fiskediett/kannibalisme og i det åpne systemet at noen individer blir anadrome og beiter i havet om sommeren (etter Svenning 2010).

Det finnes trolig 100-150 innsjøer med stasjonær røye på Svalbard, mens betydelige bestander med sjørøye neppe finnes i mer enn 20 innsjøsystemer på øyriket. Sjørøya foretar en næringsvandring ut i havet om sommeren, mens stasjonærøya lever hele livet i innsjøen. I innsjøene med sjørøye finnes også stasjonær («resident») røye, dvs. individer som ikke vandrer ut i havet om sommeren.

Innenfor Sentral-Spitsbergen finnes det seks innsjøer der det er åpnet for fiske etter røye (Figur 49), derav to innsjøer (Straumsvatnet og Linnévatnet) med kjent sjørøyebestand i Isfjorden, samt en innsjø (Einsteinvatnet) med kjent sjørøyebestand i Austfjorden.



Figur 49: Røyevassdrag på Sentral-Spitsbergen. Kilde: NINA ved Martin Svenning.

Videre er det to bestander i Isfjorden som muligens har sjørøye (Lovénvatnet og Bretjørna) og én innsjø med kun stasjonærrøye (Kongressvatnet). Det er satt årlige kvoter på henholdsvis 100, 100, 50, 10, 10 og 40 røye (over 25 cm) i disse innsjøene. I de siste åtte år (2008-2015) ble det ifølge fangstrappportene fanget totalt 530 røye, hvorav minst 450 sikre sjørøyer (85 %).

Hovedmengden av røyene ble fanget i Linnévatnet. Det finnes også røye i Ratjørna (Figur 49), men denne innsjøen er ikke åpnet for fiske. Det samme gjelder for to små innsjøer (Borgdammane) nordøst for Linnévatnet (Borgstrøm et al. 2015), samt et par innsjøer ved Daudmannsøyra. Videre finnes det noen få andre innsjøer innenfor utredningsområdet, som Trebrevatnet (nå Svalbards største innsjø) og et par innsjøer mellom Pyramiden og sørenden av Wijdefjorden/Austfjorden. I alle fall i en av disse, Ålandsvatnet (vest for Mittag-Lefflerbreen), lever det røye (Figur 49). I Straumsjøen og Linnévatnet er kunnskapsgrunnlaget rimelig bra. I de andre innsjøene i området (med eller uten røye) er kunnskapsgrunnlaget svært dårlig. Det er imidlertid utarbeidet standardiserte metoder for å skaffe til veie forvaltningsrelatert kunnskap i røyevassdrag på Svalbard (se Svenning 2010a).

4.2.1 Sårbarhetsvurdering røye

4.2.1.1 Fiske, beskatning og ferdsel

Sårbarhet for vassdrag med bestander av Svalbardrøye kan defineres som vassdragets evne til å tåle og eventuelt restitueres etter menneskelig påvirkning eller etter endringer i miljøforholdene. Sårbarhet vurderes derfor som en egenskap ved vassdraget/bestandene, uavhengig av om påvirkningene faktisk er til stede eller ikke. For Svalbardrøya vil den antatt viktigste menneskelig påvirkningen skyldes fiske/beskatning, mens endringer i miljøforholdene i stor grad vil avhenge av klimaendringer, herunder også langtransportert forurensing.

Innsjøene/vassdragene med sjørøye er svært attraktive for fiskerne. Sjørøye som vandrer tilbake etter oppholdet i havet, har grønnmarmorert rygg, er relativt feit, har rød kjøttfarge og er svært attraktiv som matfisk. De største sjørøyene vandrer tilbake til ferskvann/innsjøen i månedsskiftet juli-august, og det meste av fisket på sjørøye skjer derfor i august, enten i saltvann eller oppe i innsjøen. Beskatningen av flere sjørøyebestander på Svalbard var svært høy i 1970- og 1980-årene, og i første halvdel av 1990-tallet ble flere av bestandene totalfredet for fiske (Svenning 1992). Dette førte til at mange av sjørøyebestandene tok seg kraftig opp igjen og i flere av disse tidligere overbeskattede vassdragene, som for eksempel Vårfluesjøen i Woodfjorden og Linnévatnet i Isfjorden, består bestanden nå av flere tusen sjørøyer (Skogstad & Skogstad 2006, Borgstrøm et al. 2010). Andelen kjønnsmodne individer er likevel relativt lav, og fangbarheten på de største individene, spesielt ved garnfiske, er svært høy (Svenning & Borgstrøm 1995, Svenning 2010a). En må derfor tilpasse beskatningen slik at en unngår for høy beskatning på de største individene. I de åpne vassdragssystemene, der røya kan vandre mellom ferskvann og saltvann på sommeren, finner en som oftest både sjørøye og stasjonærrøye. Her kan det også forekomme oppsplittinger innad hos den stasjonære fraksjonen. Dermed kan det oppstå tre eller flere røyeformer innenfor samme vassdrag, noe som har store konsekvenser for forvaltningen av bestandene. En tilsvarende oppsplitting kan finne sted mellom dvergøye (liten røye, 10-25 cm) og kannibaler i innsjøer med kun ferskvannsstationære bestander (Svenning & Borgstrøm 1995). En skjev beskatning, der de mest attraktive og største individene (kannibal- og/eller sjørøye) beskattes mest, vil i første omgang føre til at mengden stor fisk reduseres. På lengre sikt kan beskatningen starte en irreversibel prosess der en genetisk del av bestanden utarmes, og innsjøene etter hvert blir dominert av små og saktevoksende individer (Svenning 2010b). Svalbardrøya er derfor svært sårbar for beskatning og en for høy beskatning av stor fisk kan endre både bestandsstrukturen og den genetiske sammensetningen i bestanden. For å unngå

for sterk og skjev beskatning er det derfor nå innført kvoter i alle innsjøer som er åpnet for fiske. Kvotene er trolig godt tilpasset bestandene i for eksempel Straumsjøen og Linnévatnet i Isfjorden (Figur 49), mens kvotene i svært mange av de andre innsjøene på øyriket er basert på et dårlig kunnskapsgrunnlag (Svenning 2010a).

For å unngå utilsiktet spredning av fiskesykdommer, parasitter etc., må fiskeutstyr brukt utenfor Svalbard desinfiseres før bruk på øygruppen, se lenke (<https://lovdata.no/dokument/SF/forskrift/2002-06-24-712>).

Ferdsl med snøskuter forventes ikke å ha nevneverdig negativ effekt på røyebestandene i dette området. Det samme gjelder personer til fots, så fremt det ikke fører til fysiske utgravinger og stenging av utløpselvene, slik at sjørøya blir forhindret fra å vandre opp i innsjøene etter oppholdet i havet. Det kan ikke utelukkes at større båter som havarerer inne i fjordene, for eksempel med påfølgende oljesøl, kan ha lokal negativ påvirkning på sjørøye under oppholdet i havet. Utover dette vil generell ferdsel neppe ha negativ fysisk påvirkning på røyebestandene.

4.2.1.2 Klima

Innsjøsystemene på Svalbard er stort sett karakterisert ved lite nedbør, kort isfri periode, relativt lave sommervanntemperaturer, lav produksjon og lav biodiversitet. Utløpselvene er åpne bare et par måneder i året (juli–august), og sjørøya har derfor kort tid på seg for å gjennomføre næringsvandringen til havet og være tilbake i innsjøen før elva tørrelegges. Undersøkelser i Diesetvassdraget på Svalbard viste at i år med lave høsttemperaturer, og dermed lav smelting fra isbreene, døde store deler av sjørøyebeholdningen fordi den ikke kom tilbake til innsjøen før elva var tørrlagt (Svenning & Gullestad 2002). Marginale endringer i lufttemperaturen utover høsten kan derfor få stor innvirkning på overlevelsen og suksessen hos sjørøya. De forventede klimaeffektene med økende lufttemperatur og økning i nedbør de neste hundre år, vil i utgangspunktet bedre oppvandringmulighetene for sjørøya på Svalbard. På lengre sikt kan imidlertid økende temperatur føre til at isbreene minker i størrelse, vannføringen i utløpselvene avtar og antall vandrende individer (sjørøye) i bestandene reduseres. Økende nedbør i form av snø kan føre til senere smelting og åpning av utløpselvene, noe som kan føre til «mismatch» mellom tidspunktet for utvandringen hos sjørøya og suksessen med hensyn til optimalt føeropptak og predasjonsunnvikelse under sjøfasen. Elvene på Svalbard har således en svært viktig og sårbar funksjon som transportvei for anadrom røye på næringsvandring ut i sjøen om sommeren og under tilbakevandringen til innsjøen igjen på høsten. Oppfatningen om at klimaendringene vil bedre avrenningen og øke perioden med rennende vann i høyarktiske områder, og dermed bedre levevilkårene for sjørøye på Svalbard, er derfor høyst usikker (Loeng et al. 2010).

Økende lufttemperatur, samt redusert smelting fra isbreene, og derav mindre nedkjøling av innsjøene om sommeren, er trolig årsaken til at den isfrie perioden i Linnévatnet ser ut til å ha økt med 5-10 dager de siste tiårene (Svenning 2015). Målingene indikerer at det ikke har skjedd nevneverdig forskyvning i tidspunktet for isgang, men at isen legger seg senere på høsten. Det kan derfor spekuleres i om den økte nedbøren kompenserer for økende lufttemperatur gjennom vinteren, mens økt lufttemperatur om sommeren fører til at isen legger seg senere på høsten. I Straumsjøen har også vanntemperaturen sommerstid økt relativt kraftig de siste årene. Straumsjøen var tidlig på 1980-tallet dominert av anadrom røye, men i løpet av de siste 20-30 årene har andelen anadrom røye avtatt kraftig, og de fleste røyene lever nå hele livet i ferskvann (Svenning 2011). Den sterke økningen i andelen stasjonære røyer

skyldes trolig at et varmere klima har bidratt direkte til høyere vanntemperatur i innsjøen og indirekte til høyere produksjon av næringsdyr for røya. Den raskere veksten vi nå observerer hos ungfisken kan dermed ha bidratt til at nesten hele røyebestanden nå «velger» å bli stasjonær. Dette skyldes trolig at den potensielle vektøkningen i sjøfasen ikke lenger oppveier dødeligheten under sjøoppholdet, og at det nå er mer fordelaktig for røya i Straumsjøen å velge en stasjonær livshistorie. Dette betyr at endringer i klima i løpet av noen få tiår har endret livshistoriestrategien til røyebestanden i Straumsjøen, der en bestand som tidligere var dominert av sjørøyer nå er dominert av stasjonær røye.

4.2.1.3 Miljøgifter

Langtransport av forurensning er den viktigste årsaken til at man finner miljøgifter i ferskvannsorganismer på Svalbard, og en rekke innsjøer på Svalbard har høyere innhold av miljøgifter enn hva en normalt finner i innsjøer på fastlandet. Nivåene er likevel lavere i vassdragene med sjørøye (Christensen & Evenset 2011), som for eksempel Linnévatn og Straumsjøen, sammenlignet med de lukkede innsjøene (ingen elv mellom hav og innsjø). Konsentrasjonen øker oppover i næringskjeden og små røye som beiter på dyreplankton og fjærmygg, vil akkumulere langt mindre miljøgifter enn fiskeeterne/kannibalene (Svenning 2004). Det er likevel usikkert om miljøgiftene har store økologiske effekter på røyebestandene. Til tross for at det er funnet særdeles høye miljøgifter hos røya i Ellasjøen på Bjørnøya (Christensen & Evenset 2011), er det fortsatt ikke påvist negative økologiske effekter på bestanden (Svenning et al. 2004).

Det er også funnet høye verdier av kvikksølv (Hg) i røye på Svalbard, spesielt hos de største og eldste fiskeeterne/kannibalene. I Arresjøen ble det funnet individer som hadde konsentrasjoner i muskel på mer enn 0.5 mg Hg/kg (Christensen & Evenset 2011), dvs. konsentrasjoner som er høyere enn grenseverdien EU har satt for fisk til konsum. Kvikksølvs negative effekt på fosterutvikling er godt dokumentert, og andre bør heller ikke spise fisk med tilsvarende kvikksølvkonsentrasjoner mer enn gjennomsnittlig én gang i måneden (se <http://www.forskningsradet.no/prognost-miljo2015/Faktaark/1253953284840>).

4.2.1.4 Fremmede arter

Røye er den mest vanlige ferskvannsfisken i arktiske områder og er den eneste ferskvannsfisken som reproducerer i vassdrag på Svalbard. Det er likevel påvist både trepigget stingsild (*Gasterosteus aculeatus*) og pukcellaks (*Oncorhynchus gorbuscha*) i elver og innsjøer på Svalbard, men foreløpig er det påvist stingsild kun i Linnévatnet og Straumsjøen (Svenning mfl. 2015). Stingsild forekommer i tre former (trachurus, leiurus og semiarmatus) og skilles på antall beinplater på kroppen. Fiskene som ble fanget i Linnévatnet og Straumsjøen tilhørte trachurus-formen, og her er de fleste anadrome, dvs. at de lever det meste av livet i saltvann, men vandrer opp i ferskvann for å gyte. Stingsild er relativt vanlig i Barentshavet, men er også fanget så langt nord som til sørvestkysten av Spitsbergen. På grunn av oppvarming av Barentshavet og havområdene i Nord-Atlanteren de senere årene, trekker stingsilda stadig lenger nordover under beitevandringen, og søker opp i ferskvann når den nærmer seg kjønnsmodning. Man antar derfor at funnene av stingsild i innsjøer i Isfjorden skyldes endringer i klima de senere årene. Selv om stingsildene fanget i ferskvann på Svalbard var kjønnsmodne, er det svært usikkert om stingsilda klarer å reproducere i de relativt kalde og næringsfattige innsjøene på øyriket (Svenning et al. 2015).

Pukkellaksen er den mest tallrike av de sju stillehavslaksartene, men har vært relativt vanlig langs vestkysten av Svalbard helt tilbake til 1960-tallet. Dette skyldes en storstilt utsetting av

ungel av pukkellaks i elver på Kola fra midten av 1950-tallet, der den ble innført fra blant annet Sakhalin, Iturup, Kamchatka og Magadan (Svenning 1996). Den fanges også i ferskvann på Svalbard på senhøsten. Pukkellaksen gyter imidlertid i rennende vann, og siden alle elvene på øyriket tørker ut om vinteren, og vanntemperaturen er svært lav gjennom vinteren, er det svært usannsynlig at den vil klare å reprodusere i vassdrag på Svalbard.

4.3 Marine pattedyr

På Svalbard regnes fem arter sjøpattedyr som «stedegne», jfr. Svalbardmiljøloven. Dette er ringsel, steinkobbe, storkobbe, hvalross og hvithval. I tillegg regnes isbjørn som et sjøpattedyr. Pga. deres rene arktiske utbredelse samt sterke tilknytning til havis er også narhval og grønlandshval klassifisert som stedegne på Svalbard. På grunn av liten forekomst innenfor det geografisk avgrensede området denne rapporten omfatter blir ikke steinkobbe, hvalross, narhval og grønlandshval gitt noen grundig gjennomgang. Det samme gjelder andre hval- og selarter som finnes innenfor dette området kun til visse tider på året.

4.3.1 Ringsel

Ringsel er en nøkkelart i arktiske økosystemer. Den er tallrik, er svært isavhengig og den er hovedbytte for isbjørn og en nøkkelressurs for store deler av befolkningen i kystområdene i Arktis. Pga. av sin økologiske nøkkelrolle og panarktiske utbredelse har arten høy prioritet som indikator i hele utbredelsesområdet.

Den forekommer over hele Svalbard, og kastingen foregår på fjordisen fra starten av april. Tilstedeværelsen av fjordis på Vest-Spitsbergen har vært svært variabel det siste tiåret, og noen år har det vært svært lite kaste habitat i dette området. Kartet i Figur 50 viser forekomsten av kaste habitat i de tre årene 2014-2016.

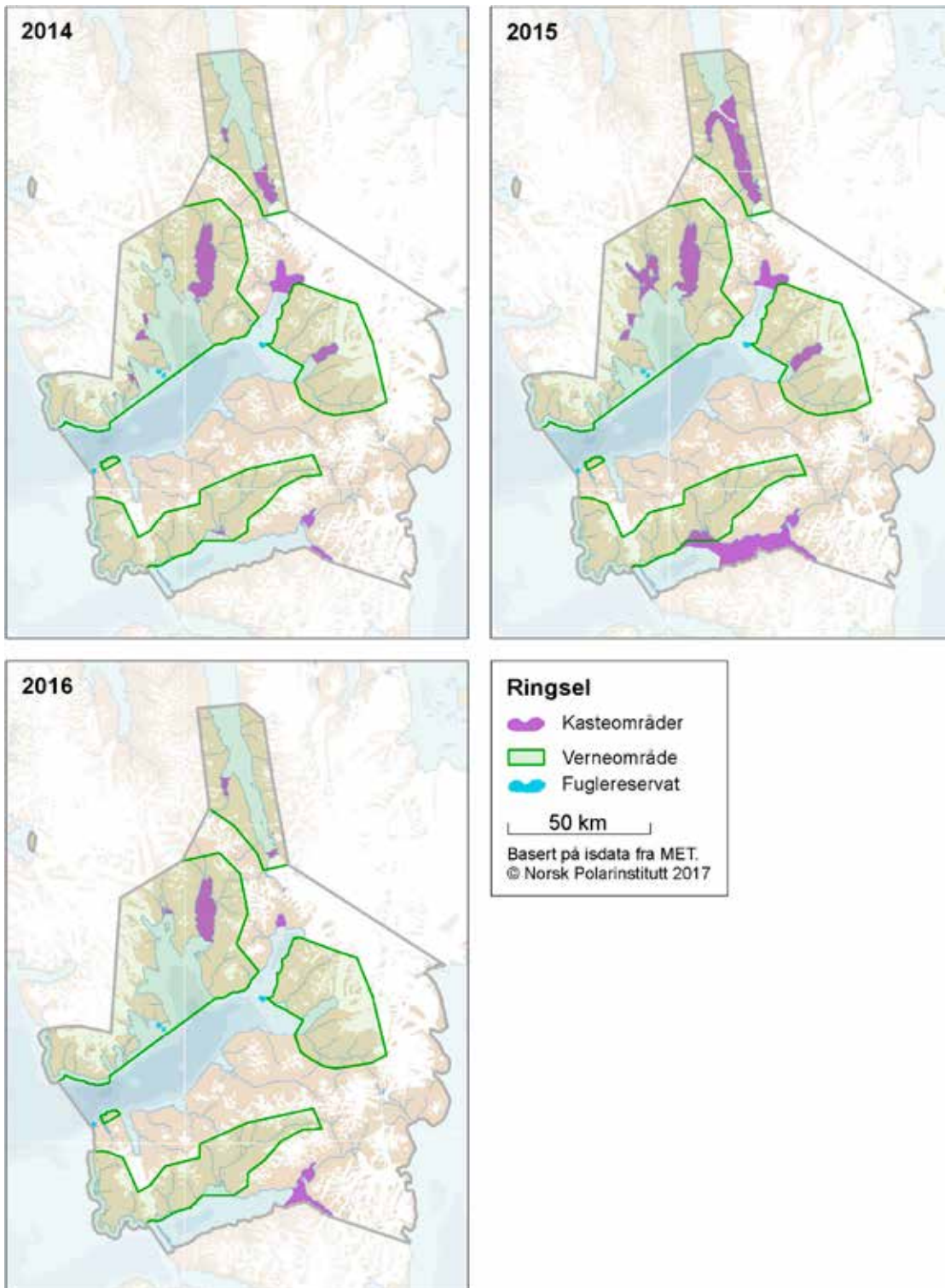
Kaste habitat er her definert som fjorder med is 28 dager eller mer med startdato 1. april. I år med lite fjordis egnet for kasting vil det være stor tetthet av kasting i de områder hvor habitat finnes. Når isen legger seg sent på sesongen er det oftest ikke snø nok på denne til at ringselhunnene kan grave ut kaste huler i snøen. Under slike forhold vil det være forhøyet dødelighet av unger pga. at ungene har mindre beskyttelse og generelt blir mer eksponert for predatorer, vær og vind. Selv om behovet for å få etablert en robust overvåking er stort, er slik overvåking ennå ikke satt i gang på Svalbard. Det ble gjennomført en test av overvåkingsmetodikk i 2002-2003 hvor telling av ringsel fra digitale foto på fjordisen ble utprøvd (Krafft et al. 2006), men det ble den gang konkludert med at man trenger en del mer kunnskap om ringselens atferd før denne metoden kan gi nøyaktige bestandsestimat.

4.3.2 Storkobbe

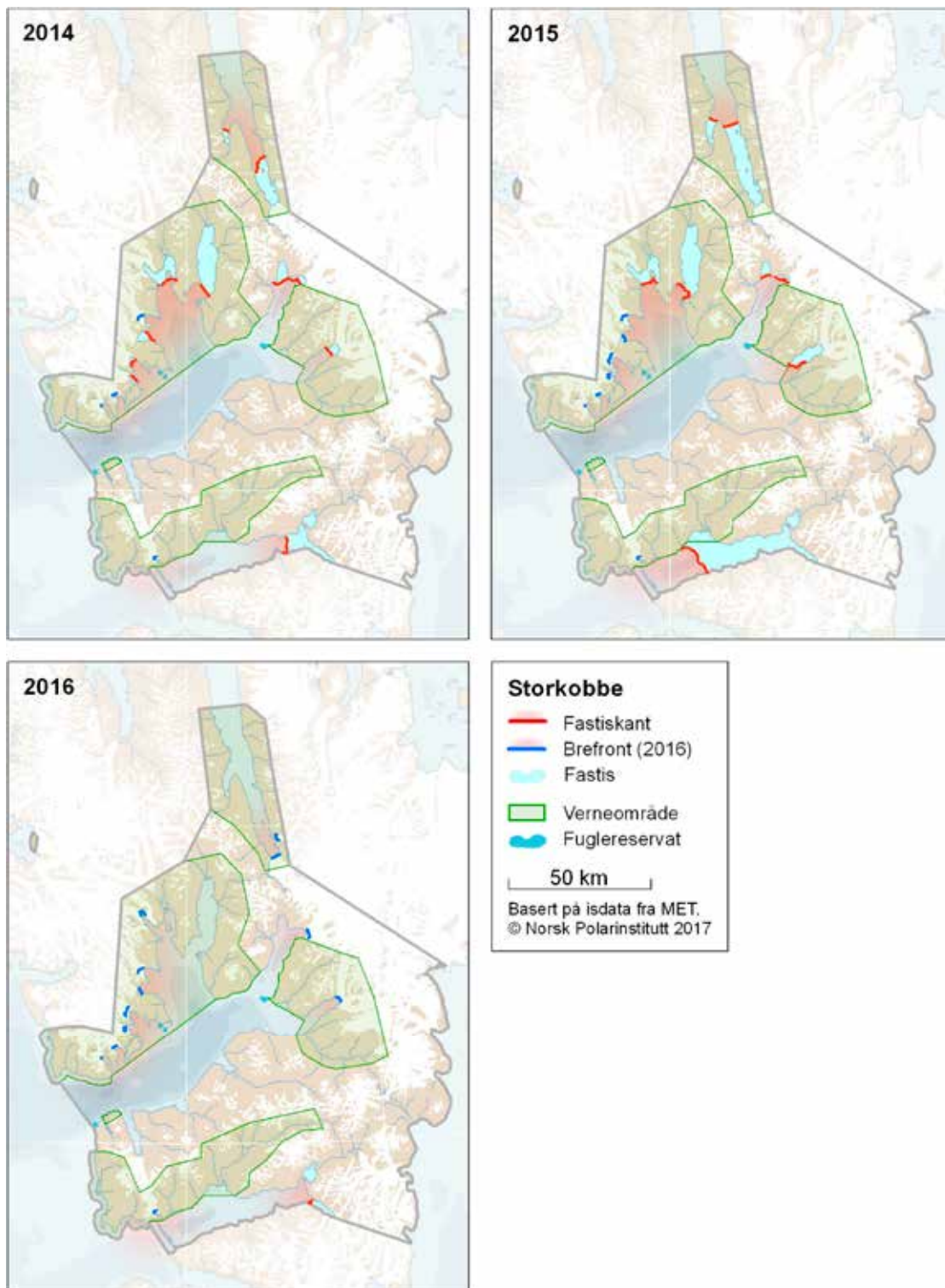
Storkobben finnes spredt over hele Arktis og foretrekker steder med drivis i områder med relativt grunt vann. Den forekommer stort sett enkeltvis over store områder og det finnes derfor svært lite data på hvor mange som finnes i Svalbardsområdet.

Storkobbene yngler om våren, de fleste i begynnelsen av mai. Ungene blir gjerne kastet på et isflak eller langs iskanten, og går gjerne i sjøen etter få timer. I områder hvor det i de senere år ikke har vært havis i mai, har storkobbene kastet og diet ungene sine på breis som har kalvet ut i sjøen foran brefrontene i området. De dier opp mot fire uker, noe som betyr at storkobbe med diende unger kan påtreffes i hele mai måned.

Kasteområdene er kartfestet i Figur 51. Det er laget kart for tre år for å illustrere variasjonen hos en isavhengig art.



Figur 50: Kastehabitat for ringsel, basert på fjordis.



Figur 51: Fastisforholdene i mai for årene 2014-2016. Fastiskanten er markert med rødt og brefronter hvor det ikke er fastis foran med blått. Storkobbene kaster helst på dravisflak eller på kanten av fastisen. Finnes det ikke fastis kan de kaste på isrebiter. Både havis og breis brukes også som die-plattform. Tettheten av dravis er gjerne større nær fastiskanten og tettheten av isrebiter større nær brefrontene — derfor en gradvis «fading» av fargene fra disse strukturene og utover mot åpent farvann. Et hvilket som helst isflak eller breisbit hvor som helst innenfor dette området vil kunne tjene som både kaste- og dieplattform. Så dette er et svært dynamisk system, men sannsynligheten for å finne disse plattformene er større nær brefronter og fastiskanter.

4.3.3 Øvrig sel

Tabellen under gir en oversikt over de selartene som kan forekomme innenfor Sentral-Spitsbergen.

Tabell 6: Utbredelse og forekomst til selarter som kan forekomme ved Svalbard.

Norsk navn	Vitenskapelig navn	Utbredelse ved Svalbard/i Barentshavet	Årstid	Forekomst
Hvalross				
Hvalross	<i>Odobenus rosmarus</i>	Kystnært, fjorder, drivis	Hele året	Vanlig
Ekte seler				
Ringsel (snadd)	<i>Pusa hispida</i>	Kystnært, fjorder, iskant	Hele året	Vanlig
Storkobbe (blåsel)	<i>Erignathus barbatus</i>	Kystnært, fjorder, iskant	Hele året	Vanlig
Grønlandssel	<i>Pagophilus groenlandicus</i>	Kystnært, fjorder, iskant	Vår, sommer	Sjelden
Steinkobbe (fjordsel)	<i>Phoca vitulina</i>	Kystnært, fjorder	Hele året	Vanlig
Klappmyss	<i>Cystophora cristata</i>	Kystnært, fjorder, iskant	Vår, sommer	Sjelden

4.3.4 Hval

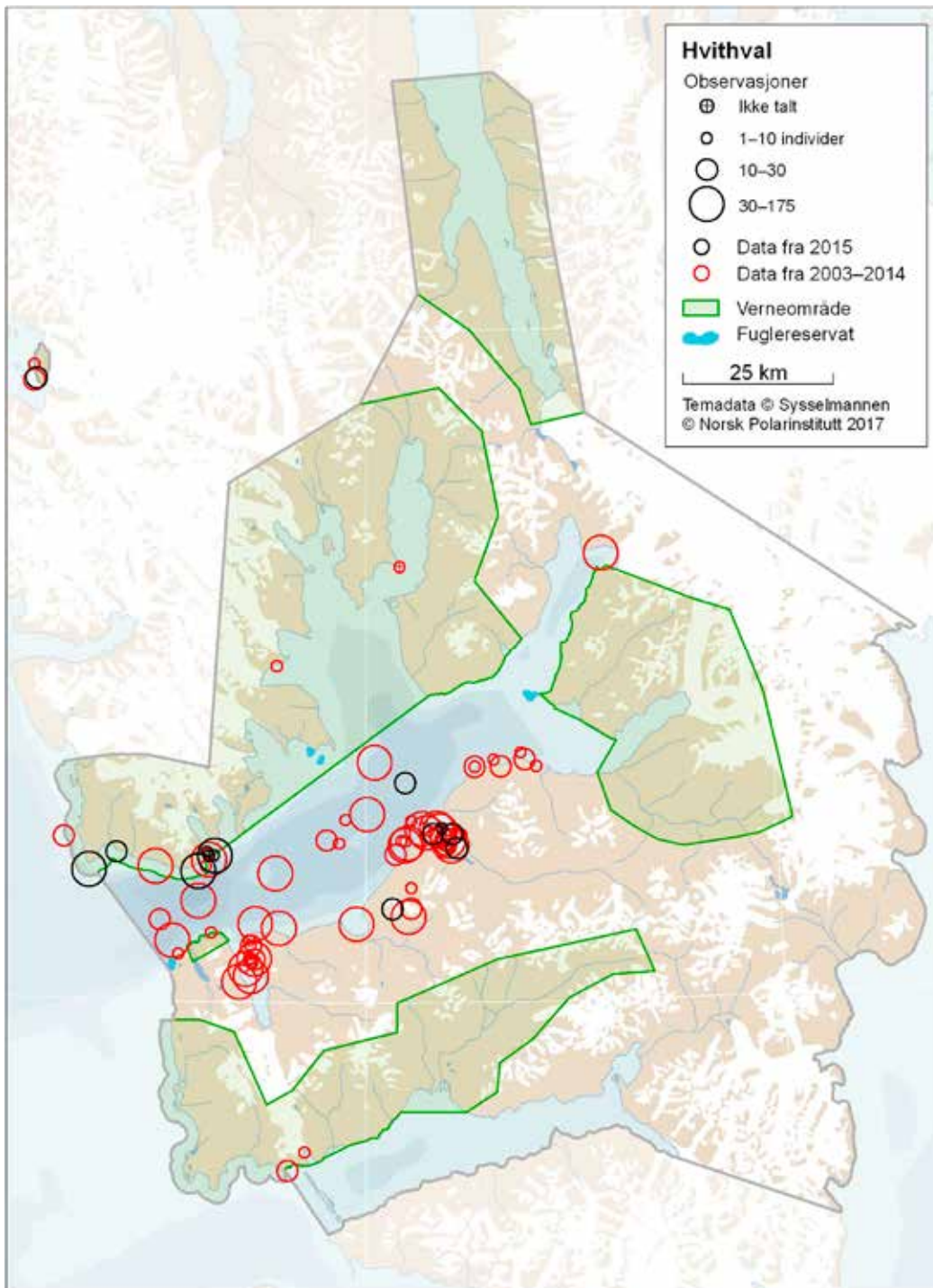
I de aktuelle områdene er det i hovedsak hvithval som dominerer fra denne dyregruppen. Generelt holder hvithval på Svalbard seg i stor grad nært inntil kysten, og er spesielt vanlig foran brefronter, se Figur 52.

I den senere tid med endring i vannmassene i fjordene på Vest-Spitsbergen har hvithvalene i dette området endret atferd noe i og med at de finnes oftere furasjerende midtfjords i stedet for foran breer. Dette er antakelig en tilpasning til nye byttedyr som finnes her i forbindelse med influks av Atlanterhavsvann. Figur 53 viser satellittsporing av en hvithval merket i Isfjorden i 2016 som viser denne artens svært kystnære vandringmønster på øst- og nordsiden av Svalbard mens den holder seg midtfjords i Isfjorden og Bellsund-området.

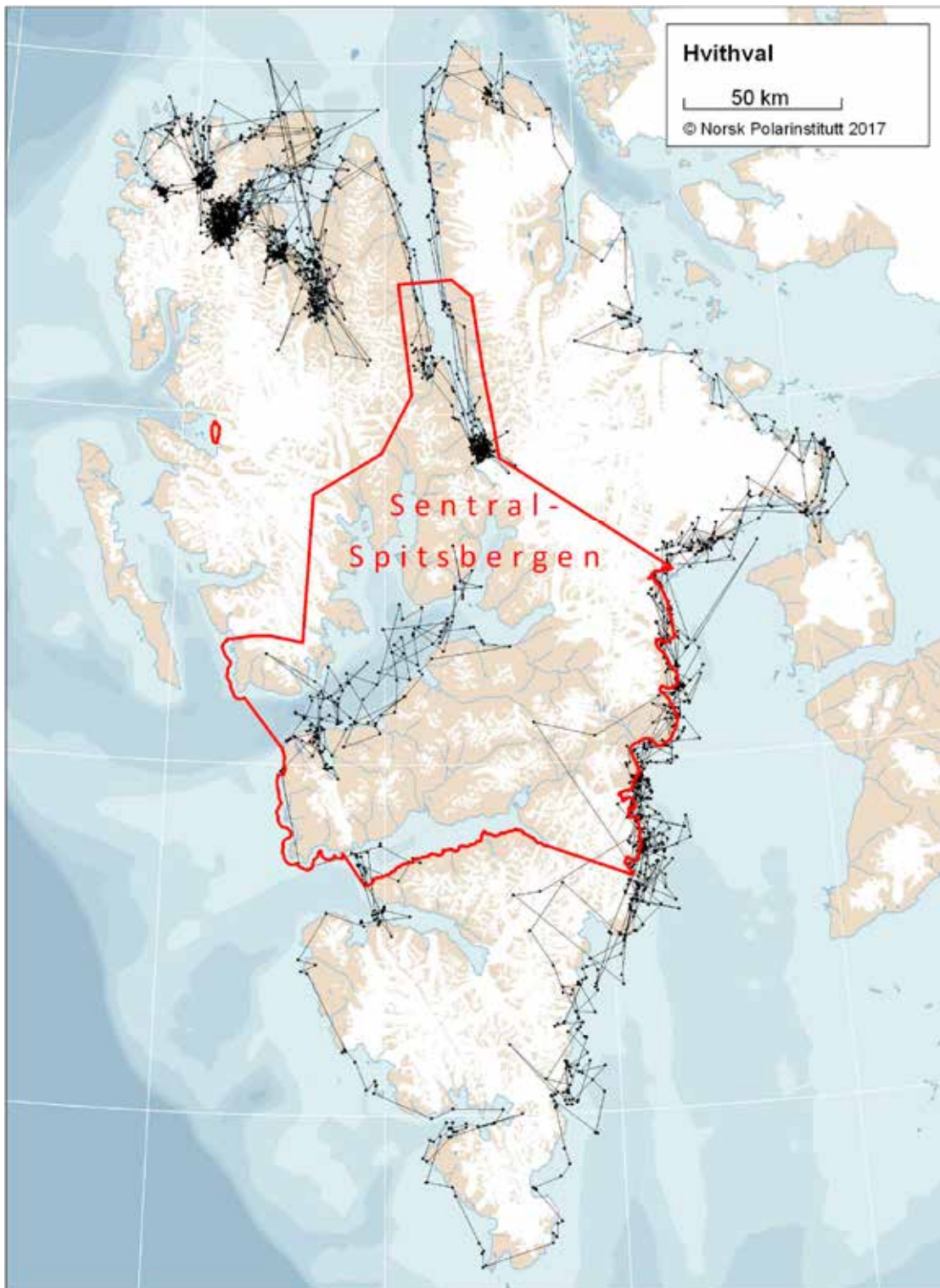
Ellers har det i de senere år blitt mer og mer vanlig å se sommergjestende hvalarter som blåhval, finnhval, knølhval og vågehval i fjordene på vestsiden av Svalbard og da særlig i Isfjordområdet. Dette er antakelig som følge av at mer og mer atlanterhavsvann med assosierte byttedyr er kommet inn i disse områdene. Tabellen under gir en oversikt over de arter som kan observeres på Sentral-Spitsbergen.

Tabell 7: Vanlig utbredelse og forekomst til hvalarter som kan forekomme ved Svalbard.

Norsk navn	Vitenskapelig navn	Utbredelse i området	Årstid	Forekomst
Tannhvaler				
Delfiner				
Kvitnos	<i>Lagenorhynchus albirostris</i>	Kystnært	Sommer	Sjelden
Spekkhogger	<i>Orcinus orca</i>	Kystnært, fjorder, iskant	Vår, sommer, høst	Sjelden
Niser				
Nise	<i>Phocoena phocoena</i>	Kystnært	Sommer	Sjelden
Narhvaler				
Narhval	<i>Monodon monoceros</i>	Kystnært, fjorder, iskant	Hele året	Sjelden
Hvithval	<i>Delphinapterus leucas</i>	Kystnært, fjorder, iskant	Hele året	Vanlig
Spermhvaler				
Spermhval	<i>Physeter macrocephalus</i>	Eggakanten	Vår, sommer, høst	Sjelden
Nebbhvaler				
Nebbhval	<i>Hyperoodon ampullatus</i>	Eggakanten	Hele året	Sjelden
Bardehvaler				
Finnhvaler				
Blåhval	<i>Balaenoptera musculus</i>	Kystnært, iskant	Sommer, høst	Sjelden
Finnhval	<i>Balaenoptera physalus</i>	Kystnært, fjorder, iskant	Sommer, høst	Vanlig
Seihval	<i>Balaenoptera borealis</i>	Kystnært	Sommer, høst	Sjelden
Vågehval	<i>Balaenoptera auctorostrata</i>	Kystnært, fjorder, iskant	Sommer, høst	Vanlig
Knølhval	<i>Megaptera novaeangliae</i>	Kystnært, fjorder, iskant	Sommer, høst	Vanlig
Retthvaler				
Grønlandshval	<i>Balaena mysticetus</i>	Kystnært, fjorder, iskant	Hele året	Sjelden



Figur 52: Observasjoner av hvithval fra Norsk Polarinstitutt's Marine Mammal Sightings Database.



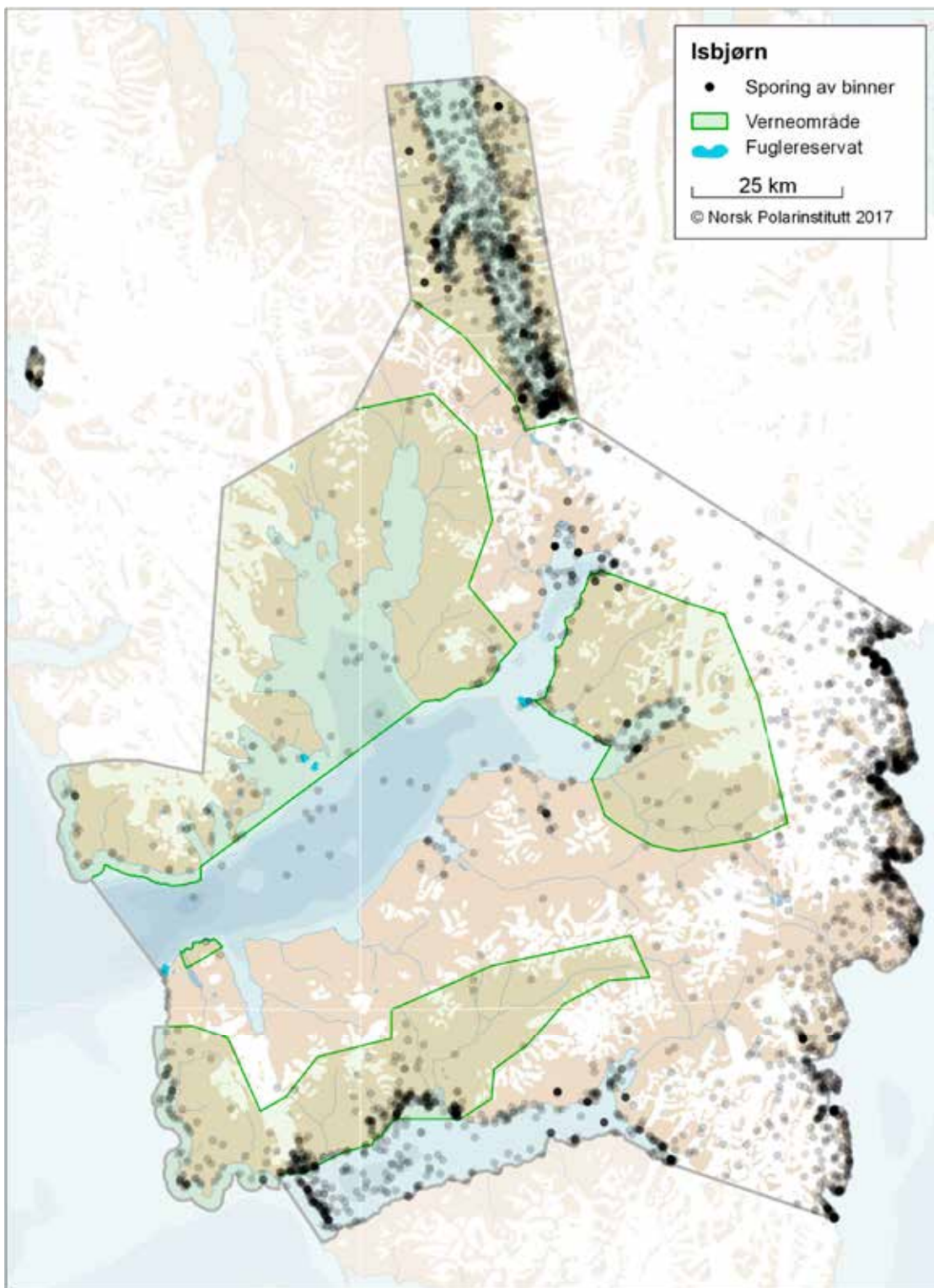
Figur 53: Observasjoner av en satellitmerket hvithval i perioden juli til desember 2016. Hvalen ble merket i Grønfjorden.

4.3.5 Isbjørn

Vestlige deler av Sentral-Spitsbergen har normalt ikke mye isbjørn. I perioder med havis kan bjørn alltid møtes der denne er tilgjengelig, og særlig når det sel der. I Isfjorden kan bjørn oppholde seg på havisen, særlig i områder foran ulike brefronter, i lengre tid på våren. På våren kan områdene foran brefrontene ha mye ringselhuler med unger som isbjørn, og spesielt binner med unger av året, jakter på (Freitas et al. 2012). I tillegg er det noen få individer som oppholder seg på vestsida av Spitsbergen året rundt, og blant annet spiser egg og fugleunger i ulike kolonier på sommeren. I tillegg kan trolig også reirplyndrende isbjørn av og til komme over fra østkysten (Prop et al. 2015). Innerst i Wijdefjorden er det ofte isbjørn om våren så lenge det er havis der. Ellers på året er det vandringsruter langs kysten der som benyttes for sesongmessige forflytninger mellom ulike jaktområder. Disse bjørnene er stort sett lokale dyr som bruker mest tid i Nordvest-Spitsbergen nasjonalpark og som i stor grad er isolert fra mer sørlige og østlige deler av Svalbard (Lone et al. 2013).

Noen få ynglehi har vært registrert både sør i Wijdefjorden og nord i Isfjorden. Trolig går flere binner i hi i disse områdene enn tidligere (Andersen et al. 2012). På østkysten kan hi finnes spredd, som regel ikke langt inn fra kysten.

Østkysten (nordvest i Storfjorden) blir flittig brukt av isbjørn, særlig i deler av året hvor det er havis i området. På vinteren og våren treffer man her en blanding av vidtvandrende isbjørn som ofte vandrer mot nordøst senere på våren eller sommeren, og lokale isbjørner som går på land om sommeren (Mauritzen et al. 2001). Dette er det viktigste området for isbjørn innen Sentral-Spitsbergen. På sommeren og tidlig på høsten kan flere av isbjørnene som kan treffes i Storfjorden på våren, befinne seg i pakkisen (Aars et al. 2009). Spesielt bør det tas hensyn om våren, og spesielt foran brefronter, se for øvrig Figur 54. Binner med unger befinner seg ikke ofte ute på isen før helt først i april (Aars 2013), men hiene kan være brutt noe før (Andersen et al. 2012).



Figur 54: Figuren viser posisjoner fra binner som har hatt satellitt-telemetrisender. Der det er flere punkter oppå hverandre, vises dette ved at sirklene blir mørkere/mindre transparente. Det er maks en posisjon per dag for ulike dyr. Posisjonene er fra perioden 1988 til 2016. Merk at spesielt brefrontene har vært mye brukt.

4.4 Landlevende pattedyr

4.4.1 Svalbardrein

På Svalbard finnes den stedeagne underarten, svalbardrein (*Rangifer tarandus platyrhynchus*). Svalbardreinen er den mest isolerte og stedbundne av alle de åtte underartene av villrein. I 1925 ble arten fredet fordi jaktuttaket hadde vært for høyt. Bestandene var sterkt reduserte og noen steder helt forsvunnet. Fredningen resulterte i at bestandene vokste og rekoloniserte områder hvor reinen var utryddet. Fra 1983 ble det åpnet for en begrenset lokal forskningsjakt på Nordenskiöld Land. Siden 1989 har det vært en ordinær jakt forbeholdt fastboende. I dag er svalbardreinen utbredt innenfor hele utredningsområdet.

Svalbardreinen opptrer i varierende tettheter i de fleste områder som ikke er dekket av isbreer på Svalbard. Om sommeren er lavereliggende terreng, sletter og daler med gress og urter viktige beiteområder (lavhei, våtmark, strandeng, snøleier, fuglefjellsvegetasjon, mosetundra; se også kapittel om vegetasjon). Om vinteren er høyereliggende eller kupert terreng med mindre snø og is de mest brukte beiteområdene, f.eks. reinrosehei, rabber og lavhei (Bjørkvoll et al. 2009, Staaland 1986).

Det er ikke kjent hvor mange reinsdyr som finnes på Svalbard totalt eller hvor mange delbestander som finnes. Dårligere isforhold rundt Svalbard vinterstid kan bidra til at nyetableringer ikke skjer fordi både øyer og landareal ikke er omgitt av havis som reinen kan vandre over. Dette kan føre til isolering av bestander. Ett slikt eksempel er Svenskøya.

På Svalbard er det i hovedsak to faktorer som påvirker bestandens størrelse og årlig variasjon. Disse faktorene vil ofte virke i kombinasjon. Det er viktig å kjenne til disse faktorene for å kunne vurdere situasjonen/status til reinsdyr i de enkelte område/år siden dyrenes sårbarhet vil variere, og være høyere i vintre med tidlig og stor romlig utbredelse av isdekke på tundraen.

Tetthetsavhengighet er sammenhengen mellom antall dyr per arealenhet og livshistorietrekk som f.eks. fødsels- og dødsrater og alder ved kjønnsmodning. Endringer i disse variablene påvirker vekstraten i en bestand. Dersom vekstraten i et gitt år er avhengig av antall dyr dette året (eller foregående år) sier man at det er tetthetsavhengighet i bestandsdynamikken. I Adventdalen og Reindalen har studier vist tydelig at økende bestandsstørrelser medfører redusert kalveproduksjon og økt dødelighet i bestandene (Aanes et al. 2003, Solberg et al. 2001). Denne tetthetsavhengigheten i bestandsdynamikken gir bestandsreduksjon dersom bestandene når høye tettheter og bestandsvekst ved lave tettheter. Til sammenlikning er det kun en svak tendens til tetthetsavhengighet i bestanden på Brøggerhalvøya (Aanes et al. 2000).

Et økende antall studier fra de overvåkede populasjonene har vist at klimavariasjon i stor grad former bestandsdynamikken til svalbardreinen (Hansen et al. 2011, Hansen et al. 2013, Stien et al. 2012). Klimaet påvirker svalbardrein i hovedsak gjennom innvirkning på plantevekst om sommeren og tilgang på mat om vinteren. Studier av alle de overvåkede bestandene har vist at is på bakken om vinteren er den viktigste faktor som bidrar til å forme bestandsdynamikken. Vintre med mye is gir en reduksjon i bestanden fordi isen dekker vegetasjonen slik at reinen ikke får tilgang på tilstrekkelig mat. Dette fører til økt dødelighet og redusert kalveproduksjon (Solberg et al. 2001, Stien et al. 2012). Stor dødelighet av rein én vinter etterfølges som regel av mindre dødelighet og færre kadavre neste vinter fordi de svakeste individene har sultet i

hjel. Om sommeren påvirkes bestandene gjennom en positiv effekt av temperatur på neste års vekstrate (Aanes et al. 2002, Hansen et al. 2013).

Det er ikke gjennomført systematisk kartlegging av reinbestandene i hele utredningsområdet, men i deler av dette området foreligger det god dokumentasjon på reinsdyrbestandens størrelse og hva som påvirker bestandsendringene (se Tabell 8 for oversikt over pågående overvåking, rapportert i MOSJ <http://www.mosj.no/no/>).

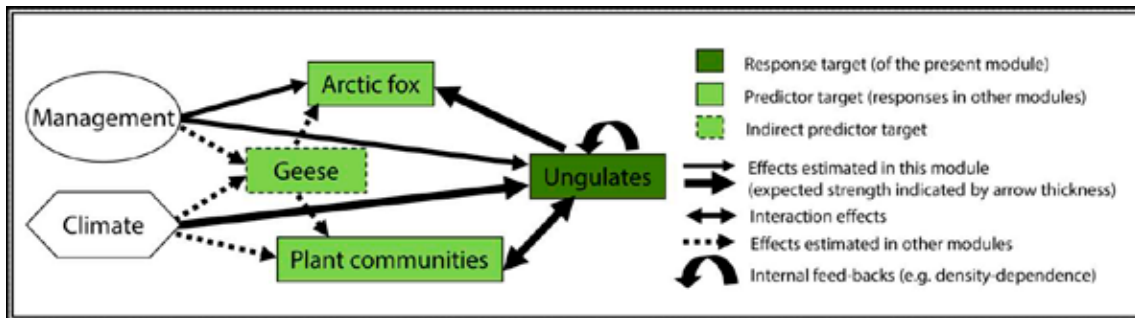
Tabell 8: Kort beskrivelse av pågående overvåking av svalbardrein innenfor utredningsområdet.

Område	Beskrivelse av bestandsutviklingen
Adventdalen (1979 -)	Overvåkingen av reinsdyrbestanden (strukturteiling og kadaver) i Adventdalen omfatter hoveddalføret og tilgrensende sidedaler (1979 -). Registreringene foretas til fots og består av totalteilinger. I overvåkingsperioden har tettheten i bestanden variert mye og overvåkingsdataene viser stor årlig variasjon i vinteroverlevelse og kalv per simle. Tidsseriene viser at bestanden økte relativt sakte fra 1979 til 1995 sammenliknet med den kraftige økningen fra slutten av 1990 tallet. Det er en positiv økende trend i bestanden. Siden 2000 er det registrert årlig fra om lag 700 til 1150 reinsdyr i overvåkingsområdet, dvs. 2.7-4.6 dyr per km ² . Adventdalen og Reindalen er trolig blant de områdene på Svalbard som kan inneha de høyeste tettheter av reinsdyr (http://www.mosj.no/no/fauna/land/svalbardrein-bestand.html).
Reindalen (1979 -)	Overvåkingen av reinsdyrbestanden (strukturteiling og kadaver) i Reindalen omfatter hoveddalføret og sidedalene Semmeldalen, Colesdalen og Fardalen, samt mindre tilgrensede dalfører (1979 -). Registreringene foretas til fots og består av transekt/totalteilinger. I overvåkingsperioden har tettheten i bestanden variert mye og overvåkingsdataene viser stor årlig variasjon i vinteroverlevelse og kalv per simle. Fram til midten av 1990-tallet ble det årlig registrert fra om lag 250 til 650 reinsdyr i overvåkingsområdet. Etter den tid er det registrert en markert økning i antall reinsdyr, og siden år 2000 er det registrert om lag 800 dyr årlig. Det er en positiv økende trend i bestanden. Fra 2000-tallet har bestanden i Adventdalen og Reindalen hatt sammenfallende populasjonsdynamikk. Tetthet av dyr per arealenhet er tilsvarende som for Adventdalen, (http://www.mosj.no/no/fauna/land/svalbardrein-bestand.html).
Jaktområdene	Sysselmannen på Svalbard gjennomfører årlig strukturteilinger i de seks jaktområdene før jakta (1997 -). Registreringene foretas ved hjelp av helikopter og følger faste transektlinjer. Dyrene kategoriseres i gruppene kalv, simle/ungdyr og eldre bukk. I tillegg registreres antall kadavre fra sist vinter. Strukturteilingene viser en økning i antall dyr i alle jaktområdene fra slutten av 1990-tallet til 2004. Denne perioden ble etterfulgt av en nedgang i alle områder, men nedgangen preges i stor grad av lave tall for året 2010 (Pedersen et al. 2014). Data for 2006 og 2008 mangler i denne tidsserien. De siste seks årene ser det ut til at bestanden følger de positive trendene som er registrert i Adventdalen og Reindalen.

I utredningsområdet opptrer reinen i varierende tettheter med hovedtyngde i de store dalførene på Nordenskiöld Land. På nordsiden av Isfjorden er også reinen utbredt, men i langt lavere antall (Tabell 9, Figur 56). Svalbardreinen overvåkes i MOSJ i to ulike områder innenfor utredningsområdet og av Sysselmannen på Svalbard i jaktområdene. Norsk Polarinstittutt overvåker bestanden av svalbardrein i Adventdalen (1979 -), og Norsk institutt for naturforskning (NINA) overvåker bestanden i Reindalen (1979 -) (Tabell 8).

Svalbardreinen overvåkes innenfor NP/NINA/COAT i en næringsnettbasert modul (Figur 55).

I tillegg finnes det registreringer som er foretatt med irregulære mellomrom og som er preget av delvis mangelfull dokumentasjon av metoder og datagrunnlag. Delvis er det gjort strukturteilinger eller teilinger av voksne dyr, kalver og kadavre innenfor grovt angitte geografiske områder. Fra eldre kilder er det mulig å finne informasjon om tidligere forekomster, men det er ikke foretatt noe historisk søk i forbindelse med dette arbeidet og det presenteres derfor ikke den type historisk dokumentasjon. F.eks. i forvaltningsplanen for svalbardrein er Svalbard oppdelt i 13 reinsdyrområder hvorav verneområdene omfatter fire av disse (R1, R5, R6, R7 og R10, Punsvik 2009).



Figur 55: Skissen viser en konseptuell modell for hvordan klima påvirker den stedegne svalbardreinen. Klimaendringene påvirker reinen gjennom to viktige hovedveier. Den første er relatert til mildere og våtere vintre med isdekte beiter og blokkert mattilgang som gir økt dødelighet og redusert reproduksjon. Den andre er relatert til endringer i vekstsesongen (tidligere vår og senere høst) som fører til økt plantevekst og lengre vekstsesong. Dette kan gi positive effekter på beiteforhold og dermed reinsdyrenes kondisjon og redusere perioden med dårlige vinterbeiter. Urter og gress er «klimavinnere» blant plantene og økt forekomst vil kunne påvirke beitene og dermed reinsdyrene positivt. Bestanden av arktiske gjess har økt dramatisk og i takt med klimaendringene. Gåsas beiting kan føre til endringer i vegetasjonens sammensetning og struktur og dermed gi negative kaskadeeffekter på andre arter i økosystemet. I COAT vil derfor samhandling mellom planter og beitedyr overvåkes på tvers av modulene som omhandler rein, rype og gås. Kilde: COAT.

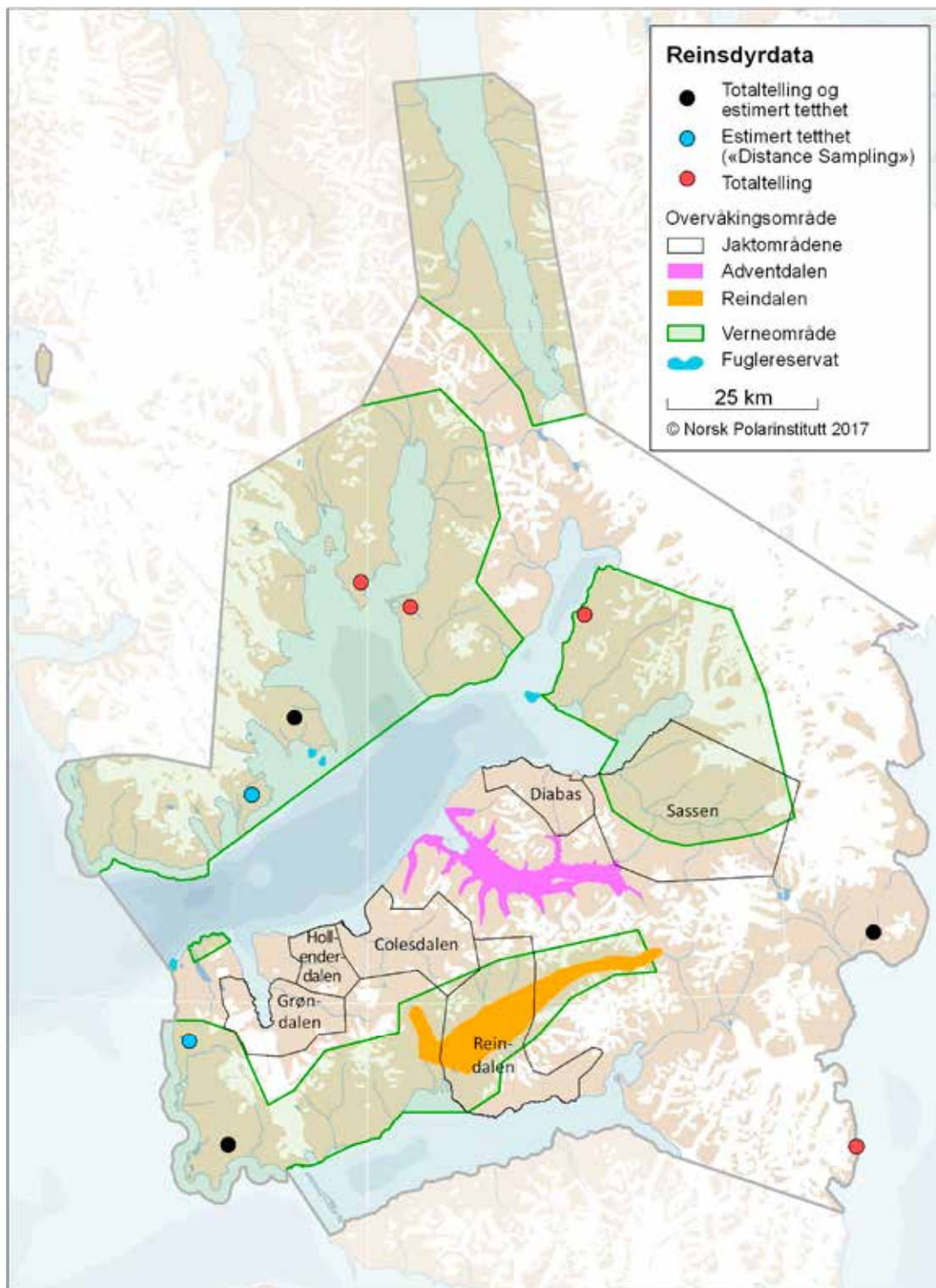
4.4.1.1 Pågående studier som vil gi ny relevant kunnskap

Det er også gjennom et pågående PhD arbeid (NTNU og Polarinstituttet) gjort stor innsats for å kartlegge reinsdyrbestanden på Svalbard gjennom systematiske tellinger innenfor noen områder. Her brukes en kombinasjon av tellinger fra transekter og totaltellinger. Tabell 9 gir en oversikt over antall individer som er kartlagt innen ulike områder.

Norsk Polarinstitutt arbeider for tiden med å utvikle prediktive habitatmodeller med mål å kunne beskrive områdenes egnethet for reinsdyr gjennom året, samt kalvingsområder. Arbeidene rapporteres til Sysselmannen på Svalbard (2018) og gjennom en masteroppgave (våren 2018). Kartprodukter på Svalbardskala forventes fra prosjektet.

Tabell 9: Oversikt over bestandsregistreringer av reinsdyr innen utredningsområdet for Sentral-Spitsbergen. Registreringene foretas som strukturtellinger dvs. at kjønn og alder (voksen simle/bukk, årring og kah) registreres. I tillegg registreres reinsdyrkadaver fra forrige vinter. NP = Norsk Polarinstitutt, SMS = Sysselmannen på Svalbard, NTNU = Norges teknisk-naturvitenskapelige universitet. Se også figur 2 for geografisk avgrensning av lokalitetene.

Geografisk lokalitet	Tidsrom	Sesong	Type telling	Intervall	Institusjon	Antall dyr (intervall)	Referanse
Adventdalen	1979-2016	Sommer	Totaltelling til fots	Årlig	NP	407-1474	http://www.mosj.no/fauna/land/svalbardre-in-bestand.html ; Aanes et al. (2003), Hansen et al. 2013, Tyler et al. (2008)
Reindalen	1979-2016	Sommer	Transekt telling til fots	Årlig	NINA	238-1139	http://www.mosj.no/fauna/land/svalbardre-in-bestand.html ; Solberg et al. (2001), Solberg et al. (2012), Stien et al. (2012b)
Jaktområdene (6 områder sentrale deler av Nordenskiöld Land)	1997-2016	Sommer	Transekt telling (helikopter)	Årlig ¹⁾	SMS	1609-2857	Datsett mottatt fra SMS (upublisert); Pedersen et al. (2014)
Fangstområde - Farnhamna	2012-2016	Sommer	Transekt telling (helikopter)	Årlig	SMS	153-376	Datsett mottatt fra SMS (upublisert)
Fangstområde - Bellsund	2012-2016	Sommer	Transekt telling (helikopter)	Årlig	SMS	397-1006	Datsett mottatt fra SMS (upublisert)
Fangstområde - Kapp Wiijk	2012-2016	Sommer	Transekt telling (helikopter)	Årlig	SMS	312-464	Datsett mottatt fra SMS (upublisert)
Fangstområde - Austfjordnes	2013-2016	Sommer	Transekt telling (helikopter)	Årlig	SMS	171-271	Datsett mottatt fra SMS (upublisert)
Nordenskiöld kysten	2014, 2016	Sommer	Transekt telling (distanse metoden) / totaltelling	Ikke-årlig	NP/NTNU	≈ 200	PhD oppgave (Mathilde Le Mouleec, 2018; data er ikke publisert)
Erdmannflya	2014	Sommer	Transekt telling (distanse metoden)	Ikke-årlig	NP/NTNU	≈ 100	PhD oppgave (Mathilde Le Mouleec, 2018; data er ikke publisert)
Bohemannflya	2015	Sommer	Transekt telling (distanse metoden) / totaltelling	Ikke-årlig	NP/NTNU	≈ 150	PhD oppgave (Mathilde Le Mouleec, 2018; data er ikke publisert)
Blomsletta	2015	Sommer	Totaltelling	Ikke-årlig	NP/NTNU	< 10	PhD oppgave (Mathilde Le Mouleec, 2018; data er ikke publisert)
Kapp Wiijk	2015	Sommer	Totaltelling	Ikke-årlig	NP/NTNU	≈ 40	PhD oppgave (Mathilde Le Mouleec, 2018; data er ikke publisert)
Kapp Ekholm	2016	Sommer	Totaltelling	Ikke-årlig	NP/NTNU	< 10	PhD oppgave (Mathilde Le Mouleec, 2018; data er ikke publisert)
Agardnbukta	2015	Sommer	Totaltelling	Ikke-årlig	NP/NTNU	< 10	PhD oppgave (Mathilde Le Mouleec, 2018; data er ikke publisert)



Figur 56: Geografisk plassering av områder der det er gjennomført årlige/sporadiske tellinger av reinsdyr innenfor planområdet. Helikopterruter for de årlige tellingene av reinsdyr i fangstområdene er ikke tegnet på kartet (se Tabell 8 og SMS egne sporlogger).

4.4.2 Fjellrev

Fjellrev (*Vulpes lagopus*) er stedegen for arktisk tundra og finnes på alle arktiske øyer og kontinenter og den finnes over hele Svalbard-øygruppen. Fjellrev er et rovdyr på toppen av både den terrestre og marine næringskjede og har stor påvirkning på ulike byttedyrarter og prosesser i økosystemet. Fjellrev er en viktig smittebærer av zoonoser (dyreoverførte sykdommer til mennesker) som rabiesvirus, den encellede parasitten toxoplasmoser og parasitten «revens lille bendelmark», *Echinococcus multilocularis*, og overvåkingen av frekvensen av disse i fjellrev er et helseanliggende. Bestandsestimater for hele Svalbard finnes ikke, men i et av overvåkingsområdene på om lag 900 km² sentralt på Spitsbergen er det estimert en tetthet på 1-2 reproduserende rev per 10 km² (Prestrud 1992; Eide et al. 2012). Fjellrev er ikke registrert i rødlisten for Svalbard, men dens vekting bør vurderes ved neste oppdatering av rødlisten.

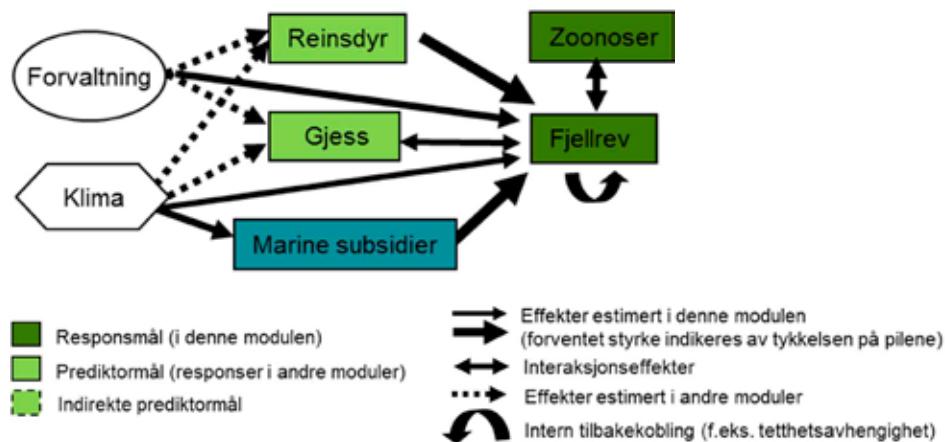
Med unntak av noen få isolerte øy-bestander, står fjellreven på Svalbard jevnlig i kontakt med andre fjellrevbestander i hele dens sirkumpolare utbredelsesområde. Denne utvekslingen er vist gjennom genetiske studier hvor fjellrev benytter havisen i polhavet som plattform for å lete etter mat. Dette fører til lange vandringer mellom de arktiske kontinentene (Dalen et al. 2005; Carmichael et al. 2007; Geffen et al. 2007). Jevnlig kommer fjellrev med opprinnelse i russisk Arktis til Svalbard og det er sannsynligvis på denne måte rabiesviruset og parasitten *Echinococcus multilocularis* har blitt introdusert til Svalbard (Noren et al. 2011).

Årlig overvåkes andel kjente hi med valper i to overvåkingsområder. I Brøggerhalvøya-Kongsfjorden området (ca. 221 km²) har overvåkingen pågått siden 1993 og i Adventdalen-Sassendalen området (ca. 900 km²) har overvåkingen pågått i perioden 1982-1989 og årlig siden 1997. Overvåkingen viser så langt at fjellrev er en tallrik art med betydelige mellomårs variasjoner i bestandsstørrelse i overvåkingsområdene, men uten noen betydelig langtidstrend. Selv om det ble gjennomført systematisk hi-leting i disse overvåkingsområdene for fjellrev (av Pål Prestrud på 1980-tallet) er det fortsatt kunnskapsmangler om ynglehi-lokaliteter for fjellrev i deler av områdene som denne kunnskapsinnhenting skal dekke. Fjellrev yngler gjerne i eller i nærheten av store fuglefjelllokalteter (der det finnes fuglefjell finnes det også revehi).

Fjellrev har vært fangstet i flere hundre år, og det drives fortsatt fangst årlig i utvalgte områder og overvåkingen er viktig for å kontrollere at fangsten drives bærekraftig. I dag drives revfangsten av noen få fangstmenn som overvintrer på isolerte fangststasjoner samt av fastboende som bor i de største bosettingene på Svalbard. Med innføring av Forskrift om jakt og fangst på Svalbard i 1997 (etter 2002 kalt Høstingsforskriften) ble det også innført rapporteringsplikt for de som løser fangstkort til Sysselmannen på Svalbard. Hovedandelen av fangsten foregår på Nordenskiöld Land og fangstsesongen varer fra og med 1. november til og med 15. mars. Nylig ble det gjennomført en studie på effekter av fjellrevfangst (Fuglei et al. 2013). Studien har vist at høstingen har en betydelig effekt på bestandsstruktur, men at uttaket kompenseres ved at nye individer vandrer inn som følge av at jakten foregår i et begrenset område. Med bakgrunn i kunnskap om bestandsutvikling i områder med og uten jakt er det mulig å undersøke om høstingen har effekt på bestandsnivå. En slik effekt er ikke påvist per i dag. (Overrein (red.) 2014). I 2015 startet et omfattende forskningsprosjekt, SUSTAIN («Sustainable management of renewable resources in a changing environment: an integrated approach across ecosystems») (<http://www.sustain.uio.no/>), med målsetting om å utvikle modeller for bærekraftig høsting i både terrestriske, limniske og marine økosystemer, og som

skal integrere påvirkning fra både klima og jakt. Prosjektet skal bidra til forvaltningsrelevant kunnskap om hvordan uttaket av høstbare arter bør tilpasses forventede klimaendringer.

Den tydeligste effekten av global oppvarming på det terrestre økosystemet på Svalbard er den økende hyppigheten av «regn-på-snø» hendelser (ROS). Slike hendelser kan føre til dannelse av tykke islag på tundraen som lukker vegetasjonen inne i isen og blokkerer beitene for de plantespisende artene som tilbringer hele vinteren på Svalbard. To studier viser at økt forekomst av regnvær om vinteren påvirker vekstratene til alle de fire varmblodige overvintrende artene på Svalbard negativt (Stien et al. 2012, Hansen et al. 2013). Bestandsnedgangen hos de tre planteeterne (svalbardrein, svalbardrype og østmarkmus) kommer helt sammenfallende og i takt med det sterke klimasignalet gjennom ROS, og med ett års forsinkelse for fjellrev (Figur 57, Ims et al. 2013). Tilgang på reinsdyrkadaver vinterstid er viktig næring for fjellrev i parringstiden (perioden februar-april) til de føder valpene sine i mai (Figur 57; Fuglei et al. 2003; Eide et al. 2012). Forsinkelsen skyldes redusert tilgang på kadavre av rein året etter en vinter med mye ROS. Da har de unge og de eldste reinsdyrene allerede dødd, konkurransen om beitene er mindre og dødeligheten er lavere (Hansen et al. 2013). Dette viser at bestandsdynamikken til hele det overvintrende dyresamfunnet på Svalbard er drevet av indirekte, «nedenfra og opp» klimaeffekter via tilgang på beiteplanter.



Figur 57: Konseptuell modell for fjellrev som beskriver artens funksjon i økosystemet og dens relasjon til klimaendringer og forvaltningsrelaterte aspekter. Fra Ims et al. (2013).

De klimainduserte økende gåsebestandene som hekker på Svalbard bidrar til en økning i næringstilgangen hos fjellrev i yngletiden noe som kan bidra positivt til overlevelsen av valpene (Figur 57; Fuglei et al. 2003; Eide et al. 2012; Ims et al. 2013). Fjellrev på Svalbard er også en viktig toppredator og åtseleter i den marine næringskjeden. På vårvinteren i kastetiden for ringsel benytter fjellrev havisen i fjordene til å jakte ringselunger. Mangel på fjordis som følge av klimaendringene kan føre til at dette næringstilbudet forsvinner (Figur 57; Fuglei og Ims 2008, Ims et al. 2013). Dersom havisen i Polhavet forsvinner vil fjellrevbestanden på Svalbard bli isolert, da den benytter havisen som plattform til forflytning mellom arktiske kontinenter og arktiske øyer (Norén et al. 2011). En geografisk isolering vil få konsekvenser for bestandens genetiske struktur (f. eks. tap av genetisk variasjon og genetisk drift, Geffen et al. (2007), Carmichael et al. (2007)). Arktiske øyer som Svalbard vil i fremtiden kunne være de siste stedene hvor naturlig forekommende bestander av fjellrev vil finnes (Fuglei og Ims 2008, Geffen et al. 2007, Carmichael et al. 2007, Norén et al. 2011). Av

andre effekter av havisens tilbaketrekking for fjellrev som kan relateres til den marine ressurstilgangen, er skjebnen til de kolonihekkende sjøfuglartene på Svalbard, da endringene i sjøfuglbestandene kan skje svært raskt, som den raske kollapsen i lomvibestanden (*Uria alge*) på Bjørnøya vinteren 1986-87 (Strøm 2006).

4.5 Fremmede arter

Spredning av fremmede organismer skjer når en art eller en modifisert utgave av en art blir innført til et område hvor arten ikke finnes naturlig. På Svalbard har enkelte arter blitt introdusert for nytteformål, som moskus, hare og enkelte planter. De langt fleste av de fremmede artene på Svalbard har likevel blitt innført utilsiktet.

Generelt sett har spredning og etablering av skadelige fremmede arter i naturen negativ påvirkning på naturmangfoldet, helse og næringsvirksomhet. Fremmede arter er et stadig økende problem, og regnes som en av de største truslene mot naturmangfoldet både i Norge og på verdensbasis.

Økt internasjonal handel, transport og turisme gjør at arter lettere kan spres til områder de ikke tidligere fantes. Klimaendringen, særlig i våre arktiske områder, gjør også at de har større muligheter for å etablere seg i disse nye områdene med konsekvenser som: 1) Utrydde lokale arter eller bestander; 2) Forandre hele økosystemer; 3) Være bærere av sykdommer og parasitter som angriper stedegne arter; 4) Blande seg med lokale bestander og føre til uheldige genetiske endringer; 5) Økonomiske tap og samfunnsmessige konsekvenser.

Det er utarbeidet forslag til Handlingsplan mot fremmede arter på Svalbard (Sysselmannen 2016). Handlingsplanen tar utgangspunkt i Artsdatabankens publisering av rapporten Fremmede arter i Norge – med norsk svarteliste; 2012. Dette dokumentet omfatter fremmede arter generelt, og Svartelista er en oversikt over de fremmede artene som utgjør høyest økologisk risiko på stedegent naturmangfold. Det er i dette dokumentet utarbeidet en oversikt over vurderte fremmede arter på Svalbard med tilhørende risikostatus. Resultatet av dette arbeidet er vist i Tabell 10.

Tabell 10: Oversikt over antall vurderte fremmede arter på Svalbard med tilhørende risikostatus. Omarbeidet etter Tabell 9 i Gederaas, L., Moen, T.L., Skjelseth, S. og Larsen, L.-K. (red.) 2012. Fremmede arter i Norge – med norsk svarteliste 2012. Artsdatabanken, Trondheim

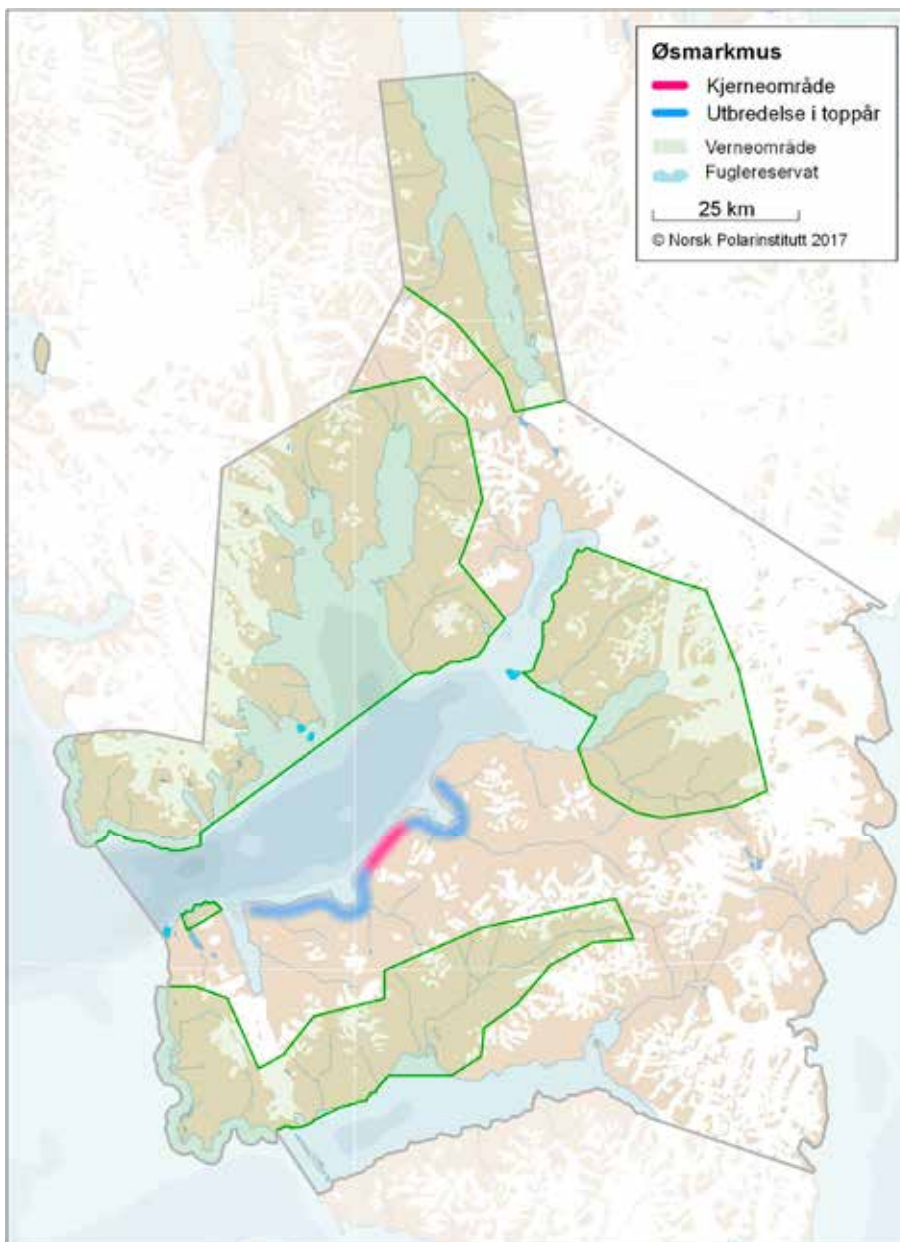
Vitenskapelig navn	Norsk navn	Risikostatus
<i>Anthriscus sylvestris</i>	Hundekjeks	HI – høy risiko
<i>Achillea millefolium</i>	Ryllik	LO – lav risiko
<i>Alchemilla subcrenata</i>	Engmarikåpe	LO – lav risiko
<i>Barbarea vulgaris</i>	Vinterkarse	LO – lav risiko
<i>Ruderalia</i>	Ugrasløvetanngruppa	LO – lav risiko
<i>Rumex acetosa</i>	Engsyre	LO – lav risiko
<i>Microtus levis</i>	Østmarkmus	LO – lav risiko
<i>Poa annua</i>	Tunrapp	NK – ingen kjent risiko
<i>Stellaria media</i>	Vassarve	NK – ingen kjent risiko
<i>Tripleurospermum maritimum</i>	Strandbalderbrå	NK – ingen kjent risiko

Fremmede dyrearter er omtalt i dette kapitlet, herunder artene østmarkmus og revens dvergbedelorm. Fremmede plantearter er omtalt i kapitlet om vegetasjon, kap 5; Planter, vegetasjon og naturtyper på Sentral-Spitsbergen.

4.5.1 Østmarkmus

Den introduserte østmarkmusa, som er svartelistet på Svalbard, har jevnlig blitt observert rundt Longyearbyen siden 1960- tallet, og kjerneområdet for utbredelse ble i 1989 lokalisert til Grumantområdet. Østmarkmusene på Svalbard kommer sannsynligvis opprinnelig fra Leningrad-området i Russland, og ankom trolig Svalbard som blindpassasjerer med skipslaster med dyrefôr til de russiske bosetningene i Grumantbyen en gang mellom 1920 og 1960 (Henttonen et al. 2001).

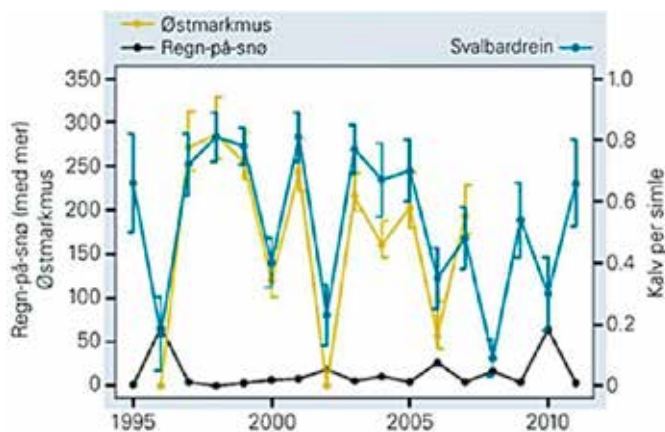
Utbredelsen på Svalbard er meget begrenset og lokalisert til en smal 20 km lang kyststripe i Grumantområdet i Isfjorden (Figur 58).



Figur 58: Dagens utbredelse av østmarkmus på Svalbard: Isfjordområdet, mellom Barentsburg og Longyearbyen. Rød strek indikerer østmarkmusenes kjerneområde og blå strek indikerer utbredelsen i musenes toppår.

Østmarkmus observeres regelmessig i Longyearbyen, men forekomsten der er sannsynligvis avhengig av innvandring fra kjerneområdet nær Grumantbyen (Figur 58). Østmarkmusene krever helt spesielle områder å leve i som så langt kun finnes i Fuglefjella mellom Bjørndalen og Grumantbyen hvor de lever fra havnivå og opp til 400 m høyde. Dette området er helt spesielt for Svalbard pga. såkalte hengende myrer, dvs. områder i sterkt hellende terreng med god drenering og kraftig gressvekst.

Bestanden av østmarkmus kan variere voldsomt i tetthet i tid og rom, med uregelmessig utdøelse og kolonisering av arealer, med tettheter som kan variere fra 0 til mer enn 1000 individer per hektar mellom områder og mellom år (Figur 59). Variasjonene i tetthet skyldes i hovedsak vekslende vinterforhold og «regn-på-snø» (ROS) hendelser som danner tykke islag på bakken og gjør det vanskelig for musene å overleve vinteren pga. dårlig mattilgang og fordi isen gir liten isolasjon mot kulde for dem. Dette medfører stor dødelighet og lave tettheter av mus påfølgende sommer (Figur 59). I vintre med mye ising på tundraen vil bestanden av østmarkmus dø ut mange steder og kun overleve i kjerneområdet. I vintre med mye snø og stabilt kaldt vær kan bestanden mangedobles mellom høst og vår. Figur 58 illustrerer hvordan bestanden av østmarkmus i kjerneområdet i Fuglefjella i såkalte «topp-år» kan spre seg både til Longyearbyen og mot Barentsburg. Den er ikke funnet med sikkerhet utenfor kyststrekningen Longyearbyen-Barentsburg. Et varmere klima er en faktor som kan gi mulighet for spredning.



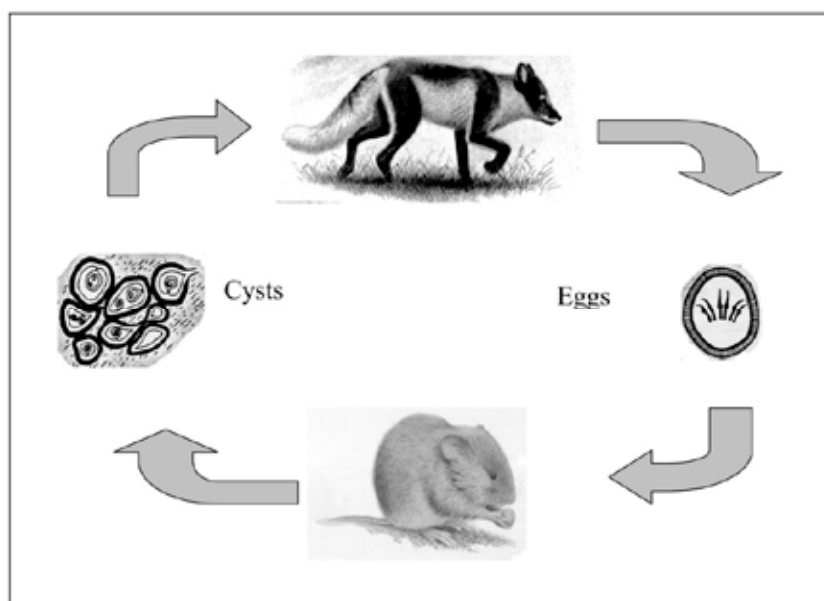
Figur 59: «Regn-på-snø» (ROS; mm) hendelser har stor påvirkning på bestandsdynamikken til østmarkmusene på Svalbard. ROS synkroniserer bestandstørrelsen til ikke bare østmarkmusene, men også antall kalver per simle hos Svalbardrein. Fra Stien et al. (2012).

Utryddelse av østmarkmusene har vært diskutert, men det har mange komplikasjoner og usikkerheter knyttet til seg. Videre planer for dette er ikke diskutert ennå.

4.5.2 Revens lille bendelmark (*Echinococcus multilocularis*)

I 1999 oppdaget man at østmarkmus på Svalbard var mellomvert for parasitten *Echinococcus multilocularis* (revens lille bendelmark) som kan smitte til mennesker. Parasitten har en livssyklus med rev som hovedvert og smågnagere som mellomvert (Figur 60), dvs. på Svalbard opptrer fjellrev som hovedvert og østmarkmus som mellomvert, hvor mennesker kan ta musenes plass i systemet. På Svalbard har parasitten mest sannsynlig spredt seg via fjellrev fra russisk Arktis hvor parasitten er vanlig. Dette må ha skjedd en gang etter at østmarkmusene ble introdusert til Svalbard.

Voksne individer av parasitten lever og produserer egg i tarmen til rev og hund. Larvestadiet til parasitten kan overleve og vokse i pattedyr, deriblant mennesker, men smågnagere er den viktigste gruppen, særlig mus. Den høyeste forekomsten (60 %) av parasitten i østmarkmusene ble funnet i mus fra Grumantområdet (Fuglei et al. 2008). Det er foreløpig ikke funnet mus som har testet positivt for parasitten i Longyearbyen. Forekomst av parasitten i reveskitt fra fangstet fjellrev er også studert. Forekomsten i reveskitt synker med økende avstand til Grumant (Stien et al. 2010). Høyrisikoområdet for smitte av parasitten til mennesker er derfor i Grumantområdet som er kjerneområdet til østmarkmusene og hvor det samtidig er høy tetthet av fjellrev pga. de store forekomstene av sjøfugl i Fuglefjella (Fuglei et al. 2008).



Figur 60: Figur som viser østmarkmus – fjellrev – Echinococcus multilocularis (EM parasitten) systemet på Svalbard. Livssyklusen til parasitten er indikert med piler. Fjellrev og østmarkmus er hhv. hovedvert og mellomvert for parasitten. Fra Ims et al. (2013).

Systemet rev—parasitt—mus på Svalbard ble studert gjennom et forskningsprosjekt finansiert av Norges Forskningsråd i perioden 2001-2004. Nå pågår et prosjekt finansiert gjennom Svalbards Miljøvernfond som studerer parasittens forekomst i Longyearbyen, samt at forekomst av parasitt er en del av overvåkingsprogrammet Klimaøkologisk Observatorium for arktisk tundra (COAT; Ims et al. 2013). Norsk Polarinstittutt avventer pt. nye analyser som kan si noe om dagens forekomst av parasitt i østmarkmus fanget i Longyearbyen.

4.6 Høstbare arter

De høstbare arter av pattedyr og fugler er pt følgende: Fjellrev, svalbardrein, svalbardrype, kortnebbgås, havhest, teist, ringsel og storkobbe. Forskrift om høsting på Svalbard er fra 01.07.02 , men ble sist endret 20.12.13. I 2014 fikk Norsk Polarinstittutt som oppdrag i tildelingsbrev fra Klima- og miljødepartementet å:

«Gjennomgå status for de høstbare viltartene på Svalbard og levere en rapport etter gjennomgangen, herunder:

- Størrelse/omfang av høsting av arten (det kreves at data fra Sysselmannen stilles til rådighet).
- Betydningen av høstingen for bestanden (jf. målene og prinsippene i svalbardmiljøloven og svalbardmeldinga).
- Identifisere kunnskapsmangler i tilknytning til disse vurderingene.
- Utarbeide en helhetlig strategi for kunnskapsinnhenting for de høstbare viltartene.»

Gjennomgangen av artene ble basert på eksisterende kunnskap, herunder Miljøovervåking Svalbard og Jan Mayen (MOSJ), høstingsstatistikk fra Sysselmannen og relevant forskning knyttet til de aktuelle artene. Det vises til denne rapporten «Status for høstbare arter på Svalbard. Helhetlig strategi for kunnskapsinnhenting», Overrein (2014). Det kan også nevnes at en tolkingsrapport av den terrestre del av MOSJ ble ferdigstilt samme år: An assessment of MOSJ— the state of the terrestrial environment in Svalbard (Ims et al. 2014).

Dette kapitlet referer kun til hovedkonklusjonen for artene i nevnte rapport og utvikling i bestander og uttak siden 2014. Biologien for artene og utbredelse innenfor Sentral-Spitsbergen er presentert andre steder i rapporten (jfr kap.4.1, 4.3 og 4.4).

4.6.1 Fjellrev

Fangst av fjellrev foregår i 25 avgrensede fangstområder – 23 av disse ligger på Nordenskiöld Land (se Figur 61) og to vest for Ny-Ålesund. Hver fangster får tildelt ett fangstfelt og kan fangste med maks tre feller.

Det fangstes årlig et sted mellom 35 og 160 fjellrev (jfr Figur 62, fra MOSJ). Jakttiden er 1. november – 15. mars.

Konklusjonen i rapporten (Overrein, 2014) er:

«Dataene fra overvåking og fangst gir så langt ingen indikasjon på signifikant nedgang i bestanden. Den sterke effekten på fjellrevens demografi og genetiske struktur gjør at bestandsovervåkingen må følges nøye med tanke på klimaendringenes framtidige effekter på økosystemet, samt direkte og indirekte effekter på fjellrevbestanden.»

Fangsten de siste to sesonger gir ikke grunnlag for endring av konklusjonene.

Vekstpotensialet i bestanden og/eller immigrasjon forhindrer en nedgang i bestanden (Ims et al 2014).

4.6.2 Svalbardrein

I 1925 ble svalbardreinen fredet fordi jaktuttaket hadde vært for høyt, og bestanden på Svalbard ble anslått til om lag 1000 dyr (Lønø 1959). Fredningen resulterte i økning i bestandene og rekolonisering av områder hvor reinen var utryddet, noe som gjorde det forsvarlig å åpne for en begrenset lokal jakt på Nordenskiöld Land (sentrale Spitsbergen) fra og med 1983. Jakten ble først åpnet som forskningsjakt, men fra 1989 som ordinær kvotejakt forbeholdt fastboende (Overrein 2003). Dette har vært ei ordinær jakt med årlig tildeling av ett dyr pr. kvalifisert jeger som har søkt om jakt. Denne kvotetildelingen har vært forskriftsfestet siden 2003. Tildelingen avhenger av hvor mange kvalifiserte jegere som søker om fellingskort. Bare i to år (1996 og 1997) har det vært loddtrekning fordi Sysselmannen mente at det ikke kunne tildeles så mange dyr som det var søkere.

Uttaket av Svalbardrein overvåkes for å sikre at jakten ikke skal ha uønskede negative effekter på bestanden. Det årlige uttaket er begrenset mht. areal og kvote, basert på årlige strukturtellinger, og utgjør rundt 2,5–5 % av den totale høstbestand. Målet er «å skyte tvers gjennom bestanden». En slik avskytning ligger innenfor rammene som er satt for at høstingen ikke skal endre bestandsnivå, kjønns- og alderssammensetning. I dag tillates reinsjakt i seks områder, Sassendalen, Diabas, Colesdalen, Reindalen, Hollenderdalen og Grøndalen (Figur 63), i perioden 15. august til 20. september.



Figur 63: Kart over de seks jaktområdene for svalbardrein på Nordenskiöld Land. Diabas og Hollendardalen ble åpnet for jakt i 1994. (Kilde: Pedersen et al. 2014).

Det totale uttaket av dyr siden det ble seks jaktområder (1994) har variert mellom 152 og 238 dyr årlig, se Figur 64. I tillegg kommer den kommersielle kvoten på 20 rein og matkvoten på

fem rein som årlig tildeles fastboende fangstmenn. Noen få dyr felles også utenom dette ved spesielle tillatelser. I 2016 ble det felt 234 rein.



Figur 64: Antall felte rein totalt og fordelt på voksne og kalver 1983 – 2016. (Kilde: MOSJ).

Et prosjekt med formål å se på effekten av høsting på reinbestanden er gjennomført av en gruppe forskere med tilknytning til NINA, NMBU (tidligere UMB) og Norsk Polarinstitutt. En sluttrapport kom i 2012 med tittelen «Jakt på svalbardrein – kunnskapsstatus og evaluering av aktuelle forvaltningsmodeller» (Stien et al. 2012). I denne rapporten ble det benyttet matematiske modeller for å se på effekten av jakt på rein. De voksne simlene er de viktigste dyrene i bestanden. Rapporten anslår at en kan ta ut opptil 13 % av bestanden av voksne simler uten at bestanden vil bli vesentlig redusert. Rapporten beregner samtidig at uttaket av voksne simler de siste ti år har ligget på 4-10 % av bestanden. Det konkluderes med at det sannsynligvis kan tas ut 400-450 dyr årlig på hele Nordenskiöld Land uten at dette går ut over bestanden (Stien et al. 2012). I forhold til en modellert langsiktig tålegrense for jaktuttak av simler på hele Nordenskiöld Land, påvirker sannsynligvis det nåværende jaktuttaket bestandsutviklingen over tid i begrenset grad. Rapporten konkluderte med at jaktuttaket under dagens forvaltningspraksis har små effekter på bestanden av svalbardrein, men at uttak bør justeres dersom reinen har vært utsatt for en meget hard vinter som har ført til stor dødelighet. Det er derimot ukjent hvordan bestandenes kjønns- og alderssammensetning og vekstrater i jaktområdene påvirkes av det årlige uttaket (Pedersen et al 2014). Ims et al. (2014) påpekte imidlertid at selv om bestandsstørrelsen på sikt påvirkes i begrenset grad, er det viktig å undersøke hvordan det årlige uttaket påvirker bestandens vekstrate og dynamikk.

Jaktstatistikk sammen med strukturtellinger av høy kvalitet i jaktområdene danner et godt grunnlag for å analysere både romlige og tidsmessige effekter av jaktuttaket i jaktområdene. Det er derfor viktig å sikre tellinger av høy kvalitet og med kontinuitet i framtida. For statistikk og oppsummeringer se <http://www.mosj.no/no/pavirkning/jakt-fangst/uttak-svalbardrein.html> , Stien et al. (2012b), Pedersen et al. (2014) og Overrein (2014).

En masteroppgave fra NMBU med tittel «Jakt på svalbardrein – kva er naturlege grenser for forvaltningsområda?» evaluerte dagens inndeling av forvaltningsområder for svalbardrein ved

hjelp av GPS-merkede dyr (Øyjordet 2014). I jaktseasonen var simlene i større grad stedbundne til bare ett område i forhold til områdebruk om sommeren og vinteren. Utveksling av individ var betydelig mellom jaktområdene, Reindalen og Colesdalen, der individ i Reindalen kryssa grensene til forvaltningsområdene hyppigst. Merka dyr i Sassen og Diabas var stasjonære gjennom hele året og krysset sjelden grensene (merk at for disse områdene var det kun data fra ett år sammenliknet med fem år fra Reindalen og Colesdalen). Rapporten konkluderte med at avgrensingen av de eksisterende jaktområdene Sassen og Diabas samsvarer godt med områdebruken til merka simler. Derimot tilsier områdebruken for svalbardrein i Reindalen og Colesdalen at de bør forvaltes som ett område. Dersom forvaltningen tar hensyn til disse forholdene, fastslår oppgaven likevel at de eksisterende jaktområdene kan opprettholdes.

Kvalifiserte jegere søker årlig om fellingstillatelse. Hver jeger kan maks få tildelt ett dyr. Uttaket varierer men har i de siste år vært økende og svinger rundt 200 dyr årlig. Det felles flest dyr i Sassedalen og i Colesdalen.

Norsk Polarinstitutt statusgjennomgang av høsting (Overrein, 2014) konkluderte slik:

«Dagens høsting på svalbardrein synes ikke å påvirke bestanden nevneverdig, Nordenskiöld Land og spesielt Svalbard sett under ett. Effekten på alders- og kjønnsammensetning må utredes nærmere for å konkludere mer sikkert.»

Prosjektet SUSTAIN (<http://www.sustain.uio.no/>) studerer effektene av klima og høsting, alene eller sammen, på bestandene av både svalbardrein, svalbardrype og fjellrev. Prosjektet er et av NFR sine store satsninger på høstbare arter (KLIMAFORSK, program «Økosystem», 2015–2018) på tvers av økosystemer (limnisk, marine og terrestriske systemer fra boreale skoger til høy-Arktis). Det forventes en rekke relevante sluttprodukter, deriblant modellbaserte verktøy for et økologisk bærekraftig jaktuttak av disse artene. Prosjektet skal sluttrapportere i 2018–2019.

4.6.3 Ringsel

Jakt på ringsel er ikke omfattende. De fleste sel felles for bruk som hundemat. Jakttiden er 1. februar – 20. mars og 20. mai – 30. november, og det er ingen kvoteregulering. Det har bare vært jaktkort på sel siden 2002. Høstingsstatistikken vurderes å være mangelfull. Ut fra de tall Sysselmannen har rapportert har uttaket av ringsel i perioden 2003–2016 variert mellom 15 og 78 dyr årlig. I snitt er det skutt 46 ringsel pr. år, og det er ingen trend i fellingstallene. I 2016 ble det felt 49 ringsel.

Norsk Polarinstitutt statusgjennomgang av høsting (Overrein, 2014) konkluderer slik:

«Høsting på dagens nivå har mest sannsynlig ingen effekter på bestandsstørrelsen, utbredelse eller utvikling av ringsel på Svalbard. Det er noe usikkerhet med hensyn til underrapportering av felte dyr.»

4.6.4 Storkobbe

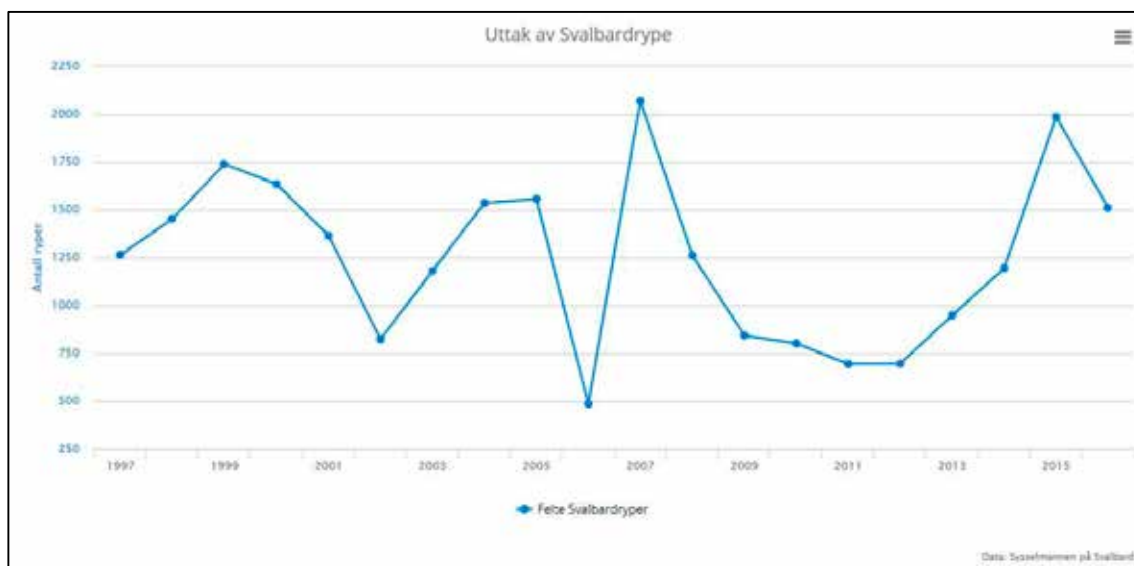
Storkobbe jaktes i mindre grad enn ringsel. Jakttiden er 1. februar– 27. april og 5. juni – 30. november, og det er ingen kvoteregulering. Fangststatistikken er mangelfull, men den viser lave uttak. De fleste dyr felles mest sannsynlig i Isfjorden med sidefjorder. I perioden 2004–2016 har årlig felling av storkobbe variert mellom 11 og 34 dyr, i snitt er det felt 21 dyr pr. år. Det er ingen trend i uttaket. Det høyeste antall felte storkobber hadde vi i 2016 med 34 dyr.

Norsk Polarinstitutt statusgjennomgang (Overrein, 2014) konkluderer slik:

«Høsting på dagens nivå har mest sannsynlig ingen effekter på bestandsstørrelsen av storkobbe på Svalbard. Det er noe usikkerhet med hensyn til eventuell underrapportering av felte dyr.»

4.6.5 Svalbardrype

Svalbardrypa er den høstbare art som jaktes hardest på Svalbard. Med unntak av fangstmenns uttak er alt overveiende uttaket av svalbardrype på Nordenskiöld Land og da sør for Isfjorden og Sassenfjorden og inn til de indre deler av Adventdalen. Årlig løser ca. 300 personer jaktkort på småvilt.



Figur 65: Årlig uttak av Svalbardrype i perioden 1997 – 2016. (Kilde: MOSJ)

Siden 2012 har uttaket økt markant i tre år, for så å gå merkbart ned i 2016. Data viser at stegtettheten om våren også har økt i samme periode, mens ungfuglandelen i uttaket vurdert ut fra avleste vingeprovver ikke indikerer noen god kyllingproduksjon. Det er igangsatt eget prosjekt i 2017 som skal se nærmere på koblingen mellom bestand og jegerens anstrengelser for å fylle kvoten.

Norsk Polarinstitutt statusgjennomgang av høsting (Overrein, 2014) konkluderer med følgende for svalbardrypene:

«Overvåkningsdataene viser ingen negativ trend i tettheten av stegger som går til hekking om våren. Effekt av jakt fra et eldre høstingeksperiment gjort i 80-årene dokumenterte et overskudd av både stegg og høne, og fant ingen effekt på hekketetthet våren etter utskyting.

Overføringsverdien til en situasjon med uttak av ryper på høsten kan spørsmålsettes. Til tross for at det fortsatt mangler kunnskap som gjør oss i stand til å beregne et bærekraftig høstingsnivå, anser vi det som økologisk forsvarlig å høste av dette overskuddet med dagens intensitet.»

4.6.6 Kortnebbgås

Kortnebbgås har hatt en sterk bestandsvekst på Svalbard, se Figur 66. Sentral-Spitsbergen inneholder viktige raste- og hekkeområder. Veksten pågikk inntil for et par år siden. Gjennom økt beskatning har det vært et mål å redusere bestanden ned mot 60 000 gress. Dette er nedfelt i en internasjonal flyway-plan for kortnebbgås. Bestandsreduksjonen har delvis lyktes. Fra å

ha vært oppe i 81 500 gjess i 2012–2013 er bestanden i vinterområdene og før trekk nordover redusert til 74 000 kortnebbgjess (våren 2016). Våren 2017 er bestanden estimert til 88 000 gjess. En kortvarig nedgang er snudd. (Ingunn Tombre, pers.medd.). Alt overveiende skjer uttaket i Danmark, men det felles også mye kortnebbgjess på Østlandet og i Trøndelagsfylkene. I perioden 2000–2009 ble det felt mellom 150 og 200 kortnebbgjess årlig på Svalbard. Siden 2010 har uttaket på Svalbard vært svært lavt og har variert rundt 50 fugler.



Figur 66: Telldata for kortnebbgås på høst/vår. (Fra Technical report from DCE – Danish Centre for Environment and Energy. No 40 2014. Adaptive Harvest management for the Svalbard population of pink-footed geese. (Johnson et al 2014))

Den årlige høstingen av kortnebbgjess var ifølge AEWA (Agreement on the Conservation of African-Eurasian Migratory Waterbirds) (omtrentlige tall, fra Madsen og Williams 2012)

Svalbard	< 200
Norsk fastland	2600 (2008)
Danmark	ca. 5 500 (2009/2010)

I Nederland og Belgia tillates ikke jakt på kortnebbgås.

I de senere år har fellingstallene endret seg. I Norge gikk de først ned og var i 2013 på 1819 gjess. Senere har de økt og var i sesongen 2015–2016 oppe på 3170 gjess (Kilde: SSB). I Danmark har de derimot økt betydelig og var i 2013 på 9262 gjess, det vil si totalt ble det felt 11081 kortnebbgjess (Madsen et al. 2014). Fellingstallene i Danmark for sesongen 2016–2017 var 13335, og så langt for Norge er det rapportert inn 2808 kortnebbgjess, totalt 16143 gjess.

Jakttiden er p.t.:

Svalbard	20.8 – 31.10
Fastlandet	10.8 – 23.12*

(* Fredet i Finnmark. Jakttid i Troms og Nordland ned til Rana og Rødøy 21.8 - 23.12.)

Tross en økende bestand er fellingstallene for kortnebbgjess på Svalbard nedadgående (se Figur 67).

Interessen for jakt på kortnebbgås synes liten. Samtidig er kunnskapen om kortnebbgjessenes utbredelse i jaktperioden mangelfull. De forholdsvis høye fellingstallene i perioden 2001–2003 skyldtes nok at det var jegere bosatt på Svalbard som både hadde interesse av og kompetanse til å jakte kortnebbgås. De senere år er det felt under 50 gjess årlig.



Figur 67: Uttak av kortnebbgås, havhest og teist på Svalbard perioden 2000-2016. (Kilde: Sysselmannen).

Norsk Polarinstitutt statusgjennomgang av høsting (Overrein, 2014) konkluderer slik.

«Dagens høsting av kortnebbgjess er i tråd med gitte føringer, men må økes for å nå forvaltningsmålet.»

4.6.7 Havhest

Havhest er tallrik på Sentral-Spitsbergen.

Høstingen av havhest er på et svært lavt nivå, se Figur 67. Jakttiden er 21. september – 31. oktober. Det felles årlig bare ett titalls havhest, primært for bruk som reveåte. I 2013 økte fellingstallet til 44, av ukjent årsak. Etter den tid har det stupt. Som menneskeføde har arten begrenset verdi. I de siste årene har havhesten fått mye oppmerksomhet på grunn av dens opptak av plastbiter fra sjøen. Hvilken betydning dette har for individenes helsetilstand og bestandens dødelighet er ukjent. Motivasjonen for å skyte havhest synes å være svært lav.

Norsk Polarinstitutt statusgjennomgang av høsting (Overrein, 2014) konkluderer slik.

«Dagens høsting av havhest er i tråd med gitte føringer.»

4.6.8 Teist

Teisten er en vanlig art og den har vid utbredelse på Sentral-Spitsbergen.

Årlig høsting av teist på Svalbard begrenser seg til noen titalls, se Figur 67. Jakttiden er 1. september – 21. oktober. De siste årene er det skutt bare 20-30 teist årlig, unntatt 2016 da uttaket ble sterkt redusert. Vi må tilbake til 2002 og 2003 for å finne høye fellingstall. Da ble henholdsvis 180 og 136 teist skutt. Norsk Polarinstitutt statusgjennomgang av høsting (Overrein, 2014) konkluderer slik:

«Dagens høsting av teist er i tråd med målsettingen.»

4.7 Faunas sårbarhet for ferdsel

Kunnskap om påvirkning fra forskjellige typer ferdsel er av åpenbar interesse ifm utarbeidelse av nye forvaltningsplaner, da ferdsel er en påvirkning man kan regulere på en langt mer direkte måte enn mange andre typer påvirkning.

I den videre behandlingen av sårbarhet for ferdsel vil begrepene «ferdsel på land», «ferdsel til sjøs» og «ferdsel i luft» benyttes. Dette tilsvarer de ferdselskategoriene som ble benyttet i forbindelse med kunnskapsgrunnlaget for verneområdene på Øst-Svalbard (Overrein et al. 2011). I forbindelse med slike sårbarhetsvurderinger er det helt nødvendig å ta store forbehold. Forstyrrelse er en påvirkning hvor veldig mange faktorer spiller inn, og det er svært få vitenskapelige studier å støtte seg til. Derfor er det i dette kapitlet i stor grad benyttet ekspertvurderinger, som er antagelser gjort med utgangspunkt i en generell kunnskap om og forståelse for artenes økologi og økosystemene på Svalbard, men som i stor grad altså ikke er basert på nøyaktige studier eller resultater. Det er likevel å regne som «best tilgjengelige kunnskap». Der det finnes eksakte studier er dette angitt med referanser.

Noen presiseringer:

- Ferdsel på land:

Ferdsel til fots som passerer nært eller i nærheten, eller på snøskuter.

- Ferdsel til sjøs:

Ferdsel med båt kan være svært forskjellige påvirkninger, som f.eks. en høyfrekvent zodiac/polarsirkelbåt som passerer i stor fart, eller større cruisebåter som passerer i nærheten. Det er også stor forskjell om det som påvirkes er en polarlomvikoloni eller en mytende ærfuglflokk. Sårbarhetsvurderingene i Tabell 12 gjelder i hovedsak ferdsel nært opp til land utenfor hekkelokaliteter med lettåter og ilandstigning, ikke passering av cruisebåter.

- Ferdsel i lufta:

Dette er i alle praktiske sammenhenger ensbetydende med forstyrrelse fra helikoptertrafikk. Sårbarhetsvurderingene i Tabell 12 er i all hovedsak gjort ift lav overflygning og hovring.

I Tabell 11 oppsummeres sårbarhetsvurderingene for de ulike artene, før det går noe mer i detalj på de ulike artene senere i dette kapitlet. I denne tabellen er sårbarhet for ulike arter for de ulike ferdselspåvirkningene gradert på en fire-delt skala: Ingen/neglisjerbar, Liten, Middels og Stor.

Det er viktig å merke seg at i denne tabellen forekommer det vurderinger både av risiko og konsekvens. Dette er to helt forskjellige begreper (se kapittel 3). Sårbarheten ligger hovedsakelig i konsekvensbildet, dvs. er risikoen for en hendelse lav, men konsekvensen potensielt alvorlig, så er sårbarheten høy.

I kapittel 4.7.1.1 (Figur 68, Figur 69 og Figur 70) vises en aggregering av hekkende sårbare arter basert på Norsk Polarinstitutt's kolonidatabase for hekkende sjøfugl og gjess. Denne aggregeringen er gjort over 10 x 10 km rutenett, og er egnet for å kunne rette fokus inn på spesielle områder hvor sårbarheten synes å være relativt høyere enn i andre områder. En slik presentasjon av bearbeidede data sier lite om absolutt sårbarhet, men peker på litt større områder hvor man bør vurdere detaljene nærmere. Det er ikke mulig å gjøre dette på en

mindre skala, f.eks. over et 5 x 5 km rutenett eller enda mindre, da oppløseligheten i rådata ikke er god nok. Som nevnt tidligere er dette en relativt gammel database. Noen kolonier er plassert basert på tidspunkt for første gangs observasjon/telling, som i mange tilfeller var før nøyaktig posisjoneringsverktøy var tilgjengelig. I aggregeringen av hekkedata for de mest sårbare artene som er gjengitt i figurene nevnt ovenfor er det tatt med data for perioden 2007-2016, dvs. en 10-års periode.

Aggregering av hekkedata for sårbare arter på denne måten vurderes som et nyttig verktøy i forvaltningssammenheng. En tilsvarende aggregering er også gjort for hekkende rødlistearter (se Figur 71).

4.7.1 Kolonihekkende sjøfugl og gjess

4.7.1.1 Aggregering av hekkeobservasjoner for sårbare arter

For sjøfugl på Svalbard er det relevant å snakke om to typer ferdselspåvirkning:

- Forstyrrelse i hekkeområdet (fra ferdsel på land eller i lufta).

Denne type forstyrrelse i hekkesesongen kan enten påvirke hekkesuksess eller overlevelse gjennom økt energetisk eller fysiologisk kostnad, eller indirekte gjennom økt predasjon. Det finnes lite eller ingen dokumentasjon på effekter på overlevelse.

- Forstyrrelse i nærings- eller myteområdene (fra ferdsel på sjøen).

Slik forstyrrelse kan påvirke fuglene direkte gjennom økte energetiske eller fysiologiske kostnader. I verste fall kan det påvirke fuglens overlevelse eller fremtidig reproduksjon gjennom å resultere i svekket kondisjon. Igjen finnes lite dokumentasjon.

Pga. manglende detaljstudier har vi, i likhet med hva som ble gjort i tilsvarende rapporter for Øst-Svalbard og Vest-Spitsbergen, gjort sårbarhetsvurderinger for de enkelte arter på individnivå gjennom bruk av ekspertvurderinger (Overrein et al. 2011, Vongraven 2014). I Tabell 12 nedenfor er de ulike kolonihekkende sjøfuglene på Svalbard vurdert på en skala fra 0 (ikke sårbar eller neglisjerbar sårbarhet) til 2 (meget sårbar) for de ulike ferdselskategoriene.

Det finnes i dag fortsatt ikke dokumentasjon fra studier som konkluderer med effekt av ferdselspåvirkning på bestandsnivå.

Tabell 11: Sårbarhetsvurderinger av fauna på Sentral-Spitsbergen. (Ekspertvurderinger, Direktorsgruppas arbeid i 2005, Danske miljøundersøkelers rapporter nr. 545-2005 og nr. 729-2009 vedrørende nasjonalparkområdet, Nord- og Øst-Grønland, Norsk Polarinstituttets rapportserie 116, NINA rapport 316 og NINA-rapport 334).

Art	Rødliste 2015	Bestand	Sårbar periode/ område	Sårbarhet ferdseil til fots/land	Sårbarhet ferdseil båt/sjø	Sårbarhet helikopter	Sårbarhet snøskuter
Svalbardrein	-	Flere tusen	Kalvingstid (juni)	Middels	Ingen/neglisjerbar (middels ved ilandstigninger)	Middels/stor	Stor
			Vinter	Liten/middels	Ingen/neglisjerbar	Middels/stor	Middels/stor
			Sommer/høst	Liten	Ingen/neglisjerbar	Middels	Ingen
Fjellrev	-	Bestands-estimat mangler for hele bestanden	Ynglehi-områder, mange ukjente ynglehi (01.05-ca 20.08.)	Stor	Stor (ilandstigninger)	Middels/stor	Middels/stor
Isbjørn	VU	975 (Norsk Arktis 2015, beregnet ut fra tellinger)	Ynglehi (01.10-01.05)	Liten i hi/middels når unger er ute	Ingen/neglisjerbar	Liten i hi/stor når unger er ute	Liten i hi/stor når unger er ute
			Vinter	Liten	Ingen/neglisjerbar	Middels	Middels
			Sommerlokaliteter	Liten	Liten/middels - bjørn i dravis	Liten/middels	Ingen
Hvalross	VU	Ca. 3800 (2012)	Liggeplasser (15.07-15.09)	Stor (hunner m/ unger) Liten (hanner)	Middels (avhenger av om dyrene er på is eller i sjøen)	Stor	Ingen
Steinkobbe	VU	Ca. 2000 (2009-2010)	Ligge- og kasteplasser (juni - kasting)	Liten (pga. ferdselsrestriksjoner, i reservatene)	Liten (som foran)	Middels	Ikke vurdert
Storkobbe	-	Flere tusen	Kastetid (mai)	Liten/middels (på is)	Liten/middels (på is)	Liten	Ikke vurdert
Ringseil	-	Stor (ca. 100.000)	Kastetid (medio mars-april)	Liten/middels (på fastis)	Liten/middels (på fastis)	Middels	Liten/middels
Ærfugl	-	17.000 par (2014)	Hekkeplasser (1.06-31.07)	Stor	Middels (nært land)	Middels/stor	Ingen
			Familiegrupper (Første uka)	Liten, men familiegrupper kan ligge nært land	Stor	Liten	Ingen
			Myteplasser (juli-august)	Liten, men mytende fugl kan ligge nært land	Stor	Liten	Ingen
Praktærfugl	NT	500 par (2014)	Hekkeplasser (01.06-31.07)	Stor	Middels (nært land)	Middels	Ingen
			Familiegrupper	Liten, men familiegrupper kan ligge nært land	Stor	Liten	Ingen
			Myteplasser (juli-aug.)	Liten, men mytende fugl kan ligge nært land	Stor	Liten	Ingen
Polarlomvi	NT	Ca. 615.000 par (2014)	Hekkeplasser (15.05-20.08)	Middels (avhenger av fuglefjellets tilgjengelighet)	Liten	Stor	Ingen
			Ungehopping (sist i juli-primo aug.)	Stor (men lav risiko for forstyrrelse)	Middels	Ikke vurdert	Ingen
Lomvi	VU	Ca. 132.000 par (2014)	Hekkeplasser (15.05-20.08)	Middels (avhenger av fuglefjellets tilgjengelighet)	Liten	Stor	Ingen
			Ungehopping	Stor	Middels	Stor	Ingen
Ismåke	VU	Ca. 2.000 par (2014)	Hekkeplasser (15.05-15.08)	Middels	Ingen/neglisjerbar	Liten	Ingen
Sabinemåke	VU	1-20 par	Hekkeplasser (01.06-15.08)	Stor	Ingen/neglisjerbar	Middels	Ingen
Polarmåke	NT	Ca. 4.000 par (2014)	Hekkeplasser (15.05-15.08)	Middels/stor (avhenger av tilgjengelighet)	Liten	Middels	Ingen
Krykkje	NT	Ca. 245.000 par (2014)	Hekkeplasser (15.05-15.08)	Middels (avhenger av fuglefjellets tilgjengelighet)	Ingen/neglisjerbar	Middels	Ingen

Art	Rødliste 2015	Bestand	Sårbar periode/ område	Sårbarhet ferdsel til fots/land	Sårbarhet ferdsel båt/sjø	Sårbarhet helikopter	Sårbarhet snøskuter
Polarsvømmesneipe	-	400-2.000	Hekkeplasser (01.06-01.08)	Liten (hekker spredt)	Ingen/neglisjerbar	Ikke vurdert	Ingen
Kortnebbgås	-	Ca. 74.000 (vår 2016)	Hekkeplasser (20.05-1.08)	Stor	Stor (nært land)	Stor	Ingen
			Myteplasser (15.06-15.08)	Stor	Middels	Stor	Ingen
Hvitkinngås	-	Ca. 41.000 (vinter 2016)	Hekkeplasser (20.05-15.07)	Middels/stor	Stor (nært land)	Middels/stor	Ingen
			Myteplasser (15.07-15.08)	Middels/stor	Middels	Middels/stor	Ingen
Ringgås	NT	Ca. 9.000 (vinter 2016-2017)	Hekkeplasser (1.06-15.08)	Stor	Stor (nært land)	Middels/stor	Ingen
			Myteplasser (15.06-15.08)	Stor	Middels	Middels/stor	Ingen
Sandløper	VU	40-200	Hekkeplasser	Middels	Ingen/neglisjerbar	Ikke vurdert	Ingen
Rødnebbterne	-	< 10.000 par (2014)	Hekkekolonier (1.06-15.08)	Stor	Ingen/neglisjerbar	Middels	Ingen
Tyvjo, storjo m.fl.	-	Ca. 2.000 par	Hekkeplasser (01.06-01.08)	Middels. Stor for storjo i kolonier	Ingen/neglisjerbar	Ikke vurdert	Ingen
Svalbardrype	-	Bestandsestimat mangler for hele bestanden	Hekkeområder (juni-juli)	Sannsynligvis ingen	Sannsynligvis ingen	Ikke vurdert	Sannsynligvis ingen
Hvitval	-	Stor	Næringsområder ved brefronter	Ingen/neglisjerbar	Liten/middels	Ikke vurdert	Ingen

Tabell 12: Artsvis sårbarhet for ulike ferdsestyper på en skala fra 0 til 2, basert på ekspertvurderinger. Den sårbare perioden er også angitt.

Art	Sårbarhet for ferdsel fra			Sårbar periode
	Luft	Sjø	Land	
Alkekonge	0	0	1	Hekking
Havhest	2	0	0	Hekking
Hvitkinngås	2	1	2	Hekking og myting
Ismåke	1	0	0	Hekking
Kortnebbgås	2	1	2	Hekking og myting
Krykkje	2	0	1	Hekking
Lomvi	2	1 ⁱ	1	Hekking
Lunde	0	0	0	Hekking
Polarlomvi	2	1 ⁱ	1	Hekking
Polarmåke	1	1	2	Hekking
Praktærfugl	1	2 ⁱⁱ	2	Hekking og myting
Ringgås	2	1	2	Hekking og myting
Rødnebbterne	2	0	2	Hekking
Sabinemåke	2	0	2	Hekking
Storjo	1	0	2	Hekking
Svartbak	1	0	2	Hekking
Teist	0	0	0	Hekking
Ærfugl	2	2 ⁱⁱ	2	Hekking og myting

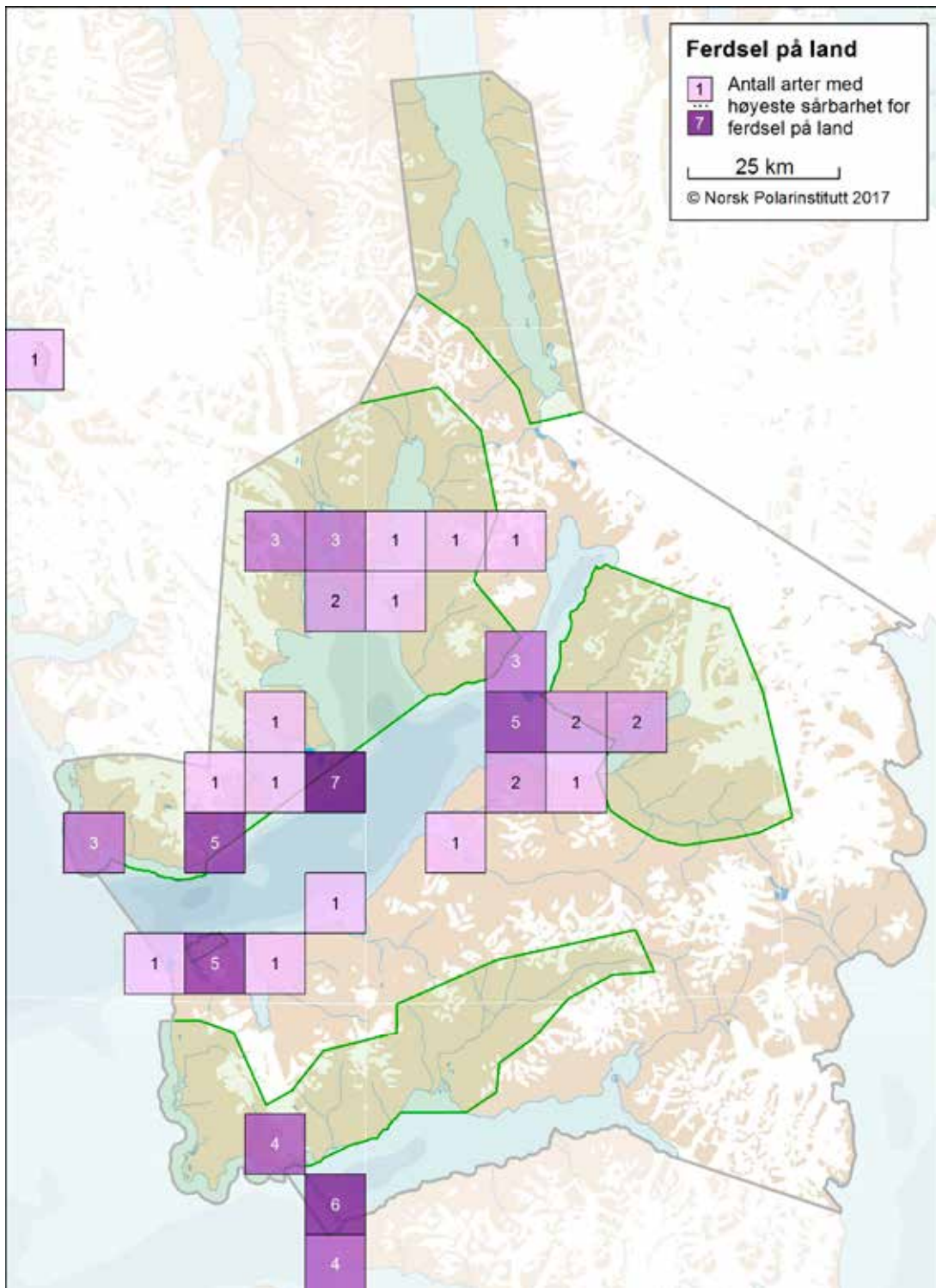
i) potensiell sårbarhet når ungene hopper fra reiret.

ii) potensiell sårbarhet under myting.

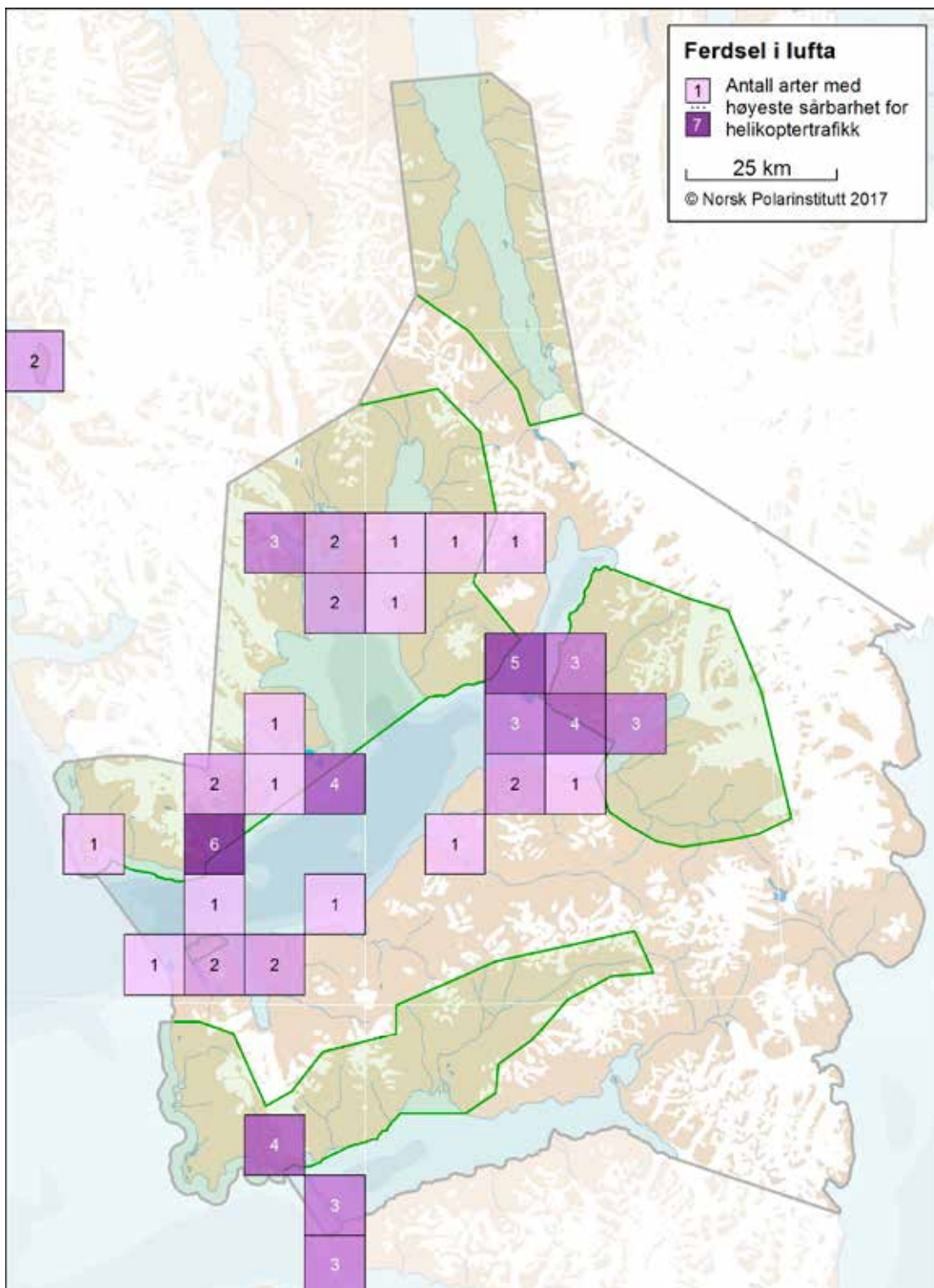
I henhold til ekspertvurderingene av artenes sårbarhet for ulike typer ferdsestyper som er gjengitt i Tabell 12 har vi plukket ut alle arter med høyeste sårbarhet (sårbarhetskategori = 2). Basert på data fra siste telling av gjeldende art og koloni, har vi deretter aggregert alle

hekkeforekomster over et 10 x 10 km rutenett (se figurene senere i kapitlet). Ingen hekkedata eldre enn 10 år er brukt. Data er aggregert på den måten at om en art hekker innenfor en rute, så får ruten verdien 1 for vedkommende art, og verdien 0 hvis arten ikke hekker. Dette gjøres for alle de sårbare artene, og til slutt adderes antall arter med verdi 1 for vedkommende rute. Dette betyr at verdien for ruta blir lik antallet sårbare arter som har hekket innenfor ruta en eller flere ganger i løpet av de siste 10 år. Dette betyr også at verdien på ruta ikke sier noe om antall par/individer av hver art som hekker der, men kun antall arter, den skiller ikke mellom små og store forekomster. For eksempel vil verdien være 1 for ruta om kun ett par av en sårbar art har hekket der i løpet av det siste tiåret, eller om 10 000 par av samme art hadde hekket hver av de siste 10 årene. Dette betyr også at tolking av disse kartene må gjøres med forsiktighet, og de er kun en generell og grov angivelse av et sårbarhetspotensial. Områder/ruter som trer fram med høyt antall hekkende sårbare arter med denne typen aggregering må studeres mer grundig med metodikk med høyere oppløsning. Dette begrenses imidlertid veldig fort av kvalitet og oppløsning i tilgjengelige data, og i den sammenheng er det viktig og riktig å si at disse kartene representerer en optimal bruk av Norsk Polarinstitutt's kolonidatabase, og at f.eks. aggregering over et finere rutenett ikke ville gitt bedre resultat og ville gi et feil bilde av oppløsningen i de tilgjengelige data, dvs alder, frekvens og nøyaktighet i datamaterialet.

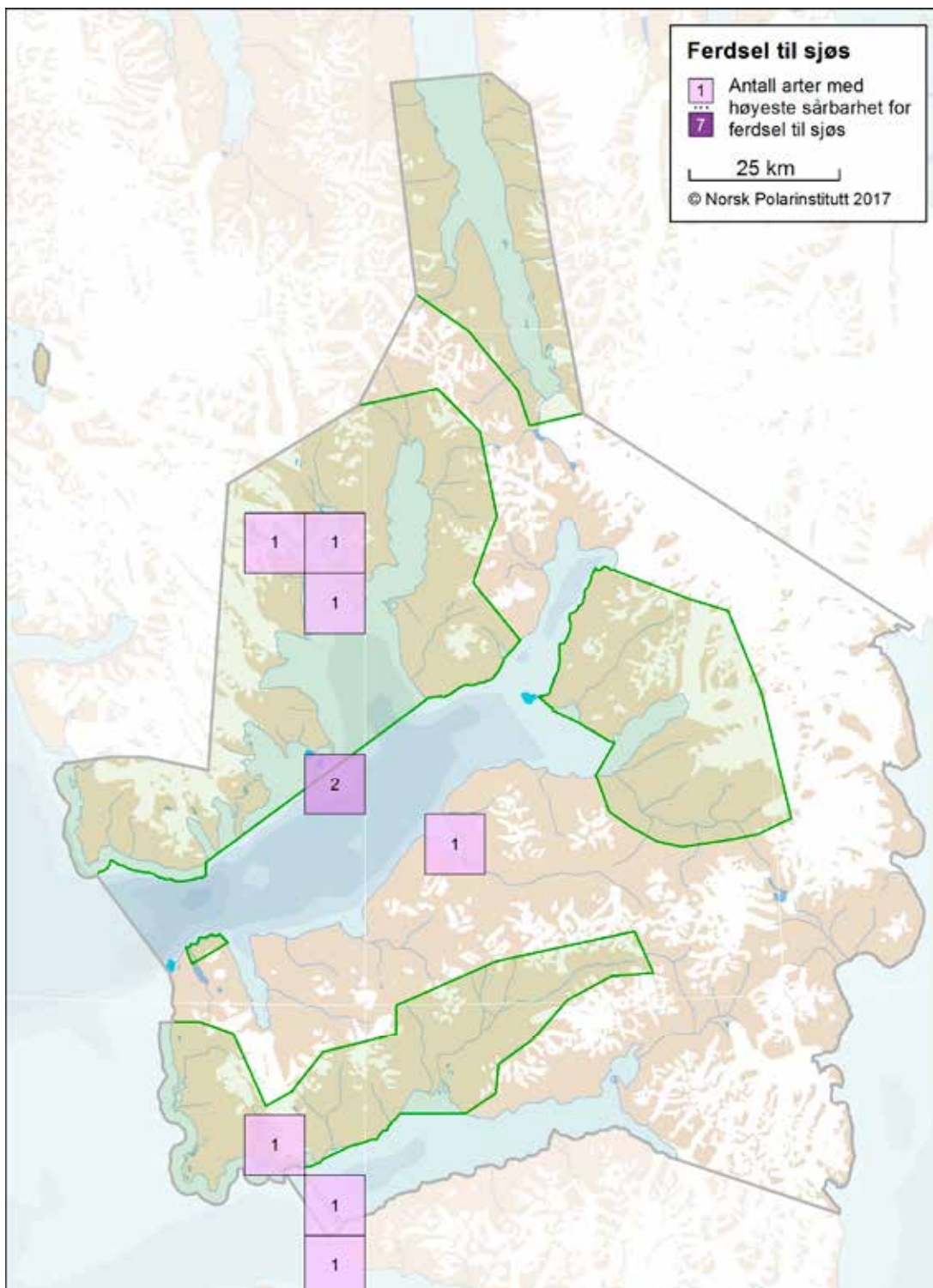
I Figur 69, Figur 70 og Figur 71 er det gjengitt aggregerte data for hekkende sjøfugl, hvor hekkeobservasjoner av de mest sårbare (kategori 2) er brukt til å aggregere forekomst av sårbare sjøfuglforekomster i hekketida i et 10 x 10 km rutenett. Disse analysene gir ikke grunnlag for vurderinger av enkelte lokaliteter, men de gir en indikasjon på spesielle hekkeforekomster av mange sårbare arter innenfor begrensede arealer, og i så måte en relativ betydning av enkelte arealer ift. andre. Det er verdt å merke seg at denne sårbarhetsvurderingen ikke skiller mellom små og store forekomster.



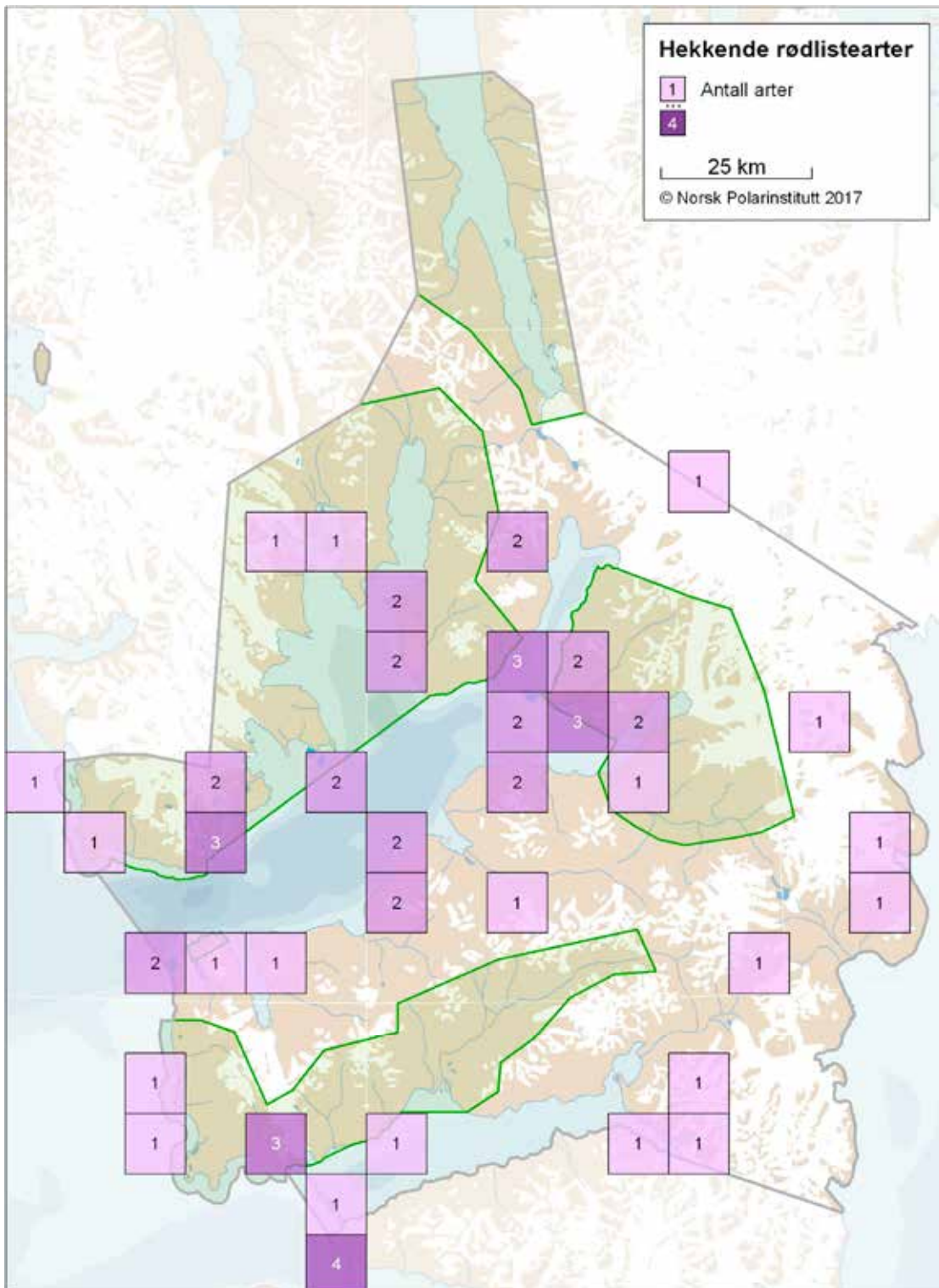
Figur 68: Aggregert hekkeforekomst av kolonihekkende sjøfug (10 x 10 km rutenett) av arter med høy sårbarhet for ferdsel på land, basert på hekkedata for perioden 2007-2016.



Figur 69: Aggregert hekkeforekomst av kolonihekkende sjøfugl (10 x 10 km rutenett) av arter med høy sårbarhet for ferdsel i lufta (dvs. helikoptertrafikk) basert på hekkedata for perioden 2007-2016.



Figur 70: Aggregert hekkeforekomst av kolonihekkende sjøfug (10 x 10 km rutenett) av arter med høy sårbarhet for ferdsel til sjøs, basert på hekkedata for perioden 2007-2016.



Figur 71: Aggregert hekkeforekomst (10 x 10 km rutenett) av rødlistearter. På Svalbard er dette rødlistekategoriene truet (EN), sårbar (VU), og nær truet (NT). Kartet er basert på hekkedata for 2007-2016 og ny Norsk rødliste for arter for 2015.

4.7.2 Oppsummering – aggregering av sårbare arter og rødlistearter

Som tidligere nevnt er sårbarhetsvurderinger på tvers av artsgrupper vanskelig på grunn av mangelen på rammeverk rundt sårbarhetsbegrepet og derfor muligheten for en enhetlig og kontrollerbar bruk av sårbarhet for å ressurser og områder (kapitel 3.1.4). Noen generelle slutninger med lav oppløsning er det likevel mulig å gjøre.

Det første man legger merke til er brefrontenes viktighet for alle sjøpattedyrartene. Dette betyr at i perioder uten fjordis, som nå synes å være den nye normalen, så er brefonter områder som benyttes hele året, og som det generelt er grunn til å regulere strengt med hensyn på ferdsel. Kartet i Figur 50 (brefronter) viser sju fjorder på nordsiden av Isfjorden, med Brevika i Ekmanfjorden, Yoldiabukta, Borebukta og Ymerbukta som de største, i østenden av Isfjorden; Tempelfjordens indre del og Adolfbukta i Billefjorden, samt de to brefrontene innerst i Austfjorden.

Fridtjovhamna, på nordsiden av Akselsundet i Van Mijenfjorden, er også en lokalitet som trer fram som et betydningsfullt område, spesielt om man ser det i kombinasjon med sårbare klippehekkende arter i hekketida. Kartene over hekkende arter som er sårbare for ferdsel over land og til vanns viser at områdene rundt Midterhuken og Ingeborgfjellet tradisjonelt er mye brukt som hekkelokaliteter. Derfor synes området nord for Akselsundet å være et spesielt sårbart område, spesielt i hekketida, men også gjennom året når fjordisen mangler.

Øvrige hekkelokaliteter som tradisjonelt synes å være brukt av flest truede og sårbare arter trer ganske tydelig fram om man ser de aggregerte hekkkartene i sammenheng. Sårbare områder er Midterhuken og Ingeborgfjellet i utløpet av Van Mijenfjorden, området på vestsiden av Grønfjorden, fra Linnevatnet til Festningen, deretter Alkhornet, Ymerbukta og Bohemanflya på nordsiden av Isfjorden, og Gåsøyane og Skansbukta øst i Isfjorden.

I PRIMOS (Prioriterte Miljøområder på Svalbard) er det foretatt en rangering av sjøfuglkolonier basert på artsvis sårbarhet for oljesøl, rødlistestatus og størrelse på kolonier, og her er koloniene i Ingeborgfjellet, Alkhornet, Skansbukta og Tempelet blant de med høyest score og dermed høyest sårbarhet for akutt forurensning.

Antallet ilandstigningsplasser er stort i hele utredningsområdet, og det finnes hyppig benyttede ilandstigningsplasser i alle de områdene som er nevnt ovenfor. I den grad man i fremtiden skal kunne holde øye med menneskelig påvirkning på miljøet på Svalbard er det derfor svært viktig at Sysselmannen intensiverer innsamling av data for menneskelig ferdsel over hele Svalbard, for på den måten å øke oppløsningen i slike data, og i fremtiden sette seg i stand til å gjøre mer detaljerte analyser av graden av og menneskelig ferdsel og effekter av påvirkning fra menneskelig ferdsel. For mange arter trenger vi også grundigere og mer oppdaterte data på delbestandens størrelse og viktige funksjonsområder for hekking/ungling, myting, rasting m.m.

Når det gjelder terrestriske faunaelementer har vi lite detaljkunnskap om grad av sårbarhet og effekter av menneskelig ferdsel. Her er det derfor enda viktigere at det utarbeides et rammeverk for å muliggjøre bedre sårbarhetsvurderinger og overvåking av utvikling for sårbarhetsparametre. Man vet at svalbardrype, svalbardrein og fjellrev ikke bør forstyrres i hekke-/kalve-/ungetida, og man har nye studier for fjellrev som viser at forstyrrelse får fjellreven til å være mer aktiv på natta.

4.7.3 Svalbardrype

Tidspunktet på året hvor svalbardrypene kan være mest sårbare for menneskelige forstyrrelser er i hekkeperioden. Stegg og høne etablerer seg som par i løpet av april, eggleggingen starter i første halvdel av juni og kyllingene klekkes etter 21 dager. Svalbardrype er en bakkehekkende fugl som ikke hekker i kolonier, men hekker spredt og reiret er en fordypning i bakken hvor eggene legges og ruges (Unander og Steen 1985; Gabrielsen 1987). Bakkehekkende fugler er generelt ansett som sårbare for menneskelig forstyrrelse da forstyrrelse gjennom menneskelig ferdsel kan få negativ effekt (mulighet for redusert reproduksjon) som følge av selve forstyrrelsen i form av tap av rugetid og økt energiforbruk, samt som følge av økt risiko for predasjon (Hagen et al. 2012b, Madsen et al. 2009). Gjennom studier av svalbardrypenes hjerteaktivitet undersøkte Gabrielsen (1987) og Gabrielsen et al. (1985) effekter av forstyrrelse fra mennesker på rugende fugl. Rugende svalbardrypehøner hadde både trykke- og fluktrespons, men i mindre grad sammenlignet med liryper på fastlandet.

Svalbardrypehøner som ruget, viste ved forstyrrelse fra mennesker ingen tegn til fluktavstand eller forberedelse til flukt fra reiret, og hønene ble liggende rolig med nedsatt hjerterefrekvens inntil de ble fanget eller dyttet av reiret. Den eneste responsen hønene viste da de måtte forlate reiret var en aggressiv atferd ved å lage «hvese»-lyder. I sterk kontrast til liryper på fastlandet som spiller skadet og flyr bort når de blir skremt på reiret, gikk svalbardrypene på bakken og «spilte» ikke skadet. De oppholdt seg nær reiret og returnerte raskt til eggene etter at det forstyrrende element (mennesket) forlot reiområdet (Gabrielsen 1987; Gabrielsen et al. 1985). Denne type «svak forsvarsadferd» forklares med at det på Svalbard er få predatorarter som utsetter dem for farer, samt at de i egg- og ungeperioden har liten erfaring med mennesker og trolig ikke lært at mennesker kan være farlige (Gabrielsen 1987).

Hagen et al. (2012b) mener at svalbardrype kan være sårbar for ferdsel i sommersesongen, og at det er en «mulighet for redusert reproduksjon» som resultat av forstyrrelse fra menneskelig ferdsel i sommersesongen. Andre studier har ikke dokumentert effekt av forstyrrelse fra menneskelig ferdsel på svalbardrype (Gabrielsen 1987; Gabrielsen et al. 1985). Observasjoner gjort i forbindelse med overvåking av svalbardrype i april, før hekking, tyder på at rypene overhodet ikke reagerer på snøskutertrafikk. Svalbardrypene er svært tamme og har liten frykt for mennesker (Løvenskiold 1964; Gabrielsen 1987) og man kan komme på et par meters avstand til fuglene til fots, på ski og med snøskuter uten at de endrer adferd (Pedersen et al. 2012).

4.7.4 Fjellrev

Tidspunktet på året hvor fjellrev anses som mest sårbar er i tiden hvor de er knyttet til hiet dvs. når de yngler vår/sommer (Hagen et al. 2012b), samt muligens i mørketiden (vinter) i perioden hvor mattilgangen er liten og svært avgjørende for overlevelse gjennom vinteren (Fuglei og Øritsland 1999). Et fjellrevhi er gravet ut i bakken eller under store steiner eller i ur, og går i arv gjennom fjellrevgenerasjoner og kan således være langt over 100 år gamle.

Fjellrev er territoriell og monogam, og et fjellrevpar kan holde sammen hele livet. Paret etablerer et territorium eller hjemmeområde i tilknytning til yngle-hiet. Et fjellrevpar kan ikke grave ut/etablere et nytt hi fra paringsperioden (slutten av februar til midten av april) til valpene fødes rundt 20. mai (Fuglei et al. 1998). Dette betyr at hiene må holdes ved like, dvs. tunnelene må holdes åpne gjennom hele vinteren. Det betyr nødvendigvis ikke at fjellrev bruker hiene kontinuerlig gjennom hele vinteren, da de også kan legge ut på lange vandringer om vinteren, men at de regelmessig returnerer til hiene for å holde dem ved like og forsvare

territoriet gjennom vinteren. Aktiviteten på hiet øker når tiden for at valpene skal fødes nærmer seg. Gjennomsnittlig fødselsdato på Svalbard er 20. mai (fra 1. mai til 5. juni). Valpene veier bare 50-60 gram når de fødes og er mindre utvikla enn hos andre hundedyr og helt avhengig av mora som holder valpene varme og gir dem melk inne i hiet. Fjellrev-hannen kommer med mat til tisper mens hun tilbringer mye tid inne i hiet med valpene. Valpene viser seg utenfor hiet for første gang når de er 3-4 uker gamle og da veier de ca 300-400 gram. De avvennes raskt og begge foreldrene kommer med mat til valpene. Fjellrevvalper vokser fort og når de er mer enn 10 uker gamle forlater de som oftest hiet og etter 20. august ser man sjelden valper igjen på hiene (Fuglei et al. 1998). Fjellrev har ingen naturlige fiender på Svalbard, med unntak av mennesker gjennom fangst.

Hagen et al. (2012b) vurderer effekt av forstyrrelse fra menneskelig ferdsel på ulike arter plassert i ulike kategorier som definerer sannsynligheten for negative effekter på reproduksjon, og vurderer at det er en «mulighet for redusert reproduksjon» hos fjellrev som resultat av forstyrrelse fra menneskelig ferdsel i sommersesongen.

Fjellrev vurderes som sårbar for alle typer ferdsel i yngle-/hiperioden. Det finnes ingen vitenskapelige studier på forstyrrelse på fjellrev av helikopter, men vurderingen av sårbarhet for helikopter i Tabell 12 (sårbarhetsmatrisen) bygger på kunnskap om at farmrev kan drepe valpene sine etter lave overflygninger over revefarmer. I brosjyren «Ferdsl og dyreliv på Svalbard» (Overrein 2011) omtales anbefalt adferd hvis man kommer nært fjellrevhi. «For å unngå forstyrrelser anbefales det å unngå hi-områder i tiden medio mai-medio august med en avstand til hiet på 500-1000 m litt avhengig av terrengtype. For å slå opp telt er anbefalingen å aldri etablere telteir i nærheten av fjellrevhi. Minimumsavstanden må være ca. 1000 m, men det må også tas hensyn til hvordan hiets plassering er i terrenget. Rever blir stresset av hunder, og hunder må aldri tas med i nærheten av eller i områder med fjellrevhi». Videre er det «anbefalt å holde en avstand på minimum 500 m til fjellrevhi og følge dalbunnen ved ferdsel på ski eller med snøskuter i tiden april - mai». Svalbardmiljøloven paragraf 12 sier at «All flora og fauna med egg, reir og bo er fredet om ikke annet er fastsatt med hjemmel i denne lov».

En upublisert studie fra 2001 har sett på effekter av menneskelig forstyrrelse på fjellrev på Svalbard (Eid et al. upubl.). Denne studien viser noe misforhold mellom resultater og konklusjoner og det anbefales at dataene analyseres med nye analyseverktøy for å sjekke holdbarheten av konklusjonene. Det studien imidlertid kunne dokumentere, var at ved fjellrevhi som ble forstyrret flyttet foreldrene valpene til et reservehi. Dette er en svært negativ effekt av forstyrrelse med en meget høy sårbarhet. Nylig ble det gjennomført en studie for å undersøke hvordan snøskuterferdsel påvirker fjellrev (Fuglei et al. 2015). Resultatene viser at fjellrev tilpasser seg områder med høy snøskuteraktivitet ved å endre døgnrytmen fra å være aktive hele døgnet til å bli mer aktive om natten. Resultatene kunne ikke påvise at dagens snøskuterbelastning på Nordenskiöld Land hadde noen negativ effekt på bestandsnivå (Fuglei et al. 2015). Selv om denne studien ikke kunne dokumentere effekter på bestandsnivå, ble tiden revene var i aktivitet (om natten) på søken etter mat redusert, og vi kan anta at sårbarheten er relativt høy. Forstyrrelser fra snøskutertrafikk kan påvirke fjellrev både i hi-perioden, dersom snøsmeltingen er sen og det er tilstrekkelig mengder snø for å kjøre snøscooter etter 5. mai, og om vinteren i mørketiden.

4.7.5 Svalbardrein

For svalbardreinen finnes det flere studier av individers reaksjoner på forstyrrelser fra mennesker (f.eks. Colman et al. 2001, Reimers et al. 2011, Tyler 1991, Tyler og Mercer 1998, Hansen og Aanes 2015). Studier fram til 2001 er oppsummert i Overrein (2002). Alle studiene har en individtilnærming, knyttet til atferds- og fysiologiske responser, som viser en kortvarig effekt av forstyrrelsen uten at de kan dokumentere en sammenheng til effekter på bestandsnivå (Vistad et al. 2008). Vistad et al. (2008) påpeker at det er behov for ytterligere kartlegginger av ulike typer unntakseffekter der disse settes i sammenheng med effekter på bestandsnivå.

For svalbardrein mangler det i stor grad informasjon om utbredelse og bestandsoppdeling. Norsk Polarinstitutt arbeider for tiden med utvikling av habitatkart dvs. digitale GIS-kart som vil vise naturarealenes egnethet for svalbardrein både for sommer-, vinter- og kalvingsperioden (Pedersen et al.; under utarbeidelse). I tillegg arbeides det i samarbeid med NTNU om genetiske analyser som vil gi informasjon om bestandsoppdeling. Dette vil styrke kunnskapsgrunnlaget som er nødvendig for å evaluere svalbardreinens sårbarhet knyttet til menneskelig ferdsel. Generelt, om sommeren er lavereliggende terreng, sletter og daler med gress og urter viktige beiteområder, og om vinteren er høyereliggende eller kupert terreng med mindre snø og is de mest brukte beiteområdene (Bjørkvoll et al. 2009, Staaland 1986). Det er utviklet et kart over potensielle beiteområder for svalbardrein i forbindelse med utarbeidning av forvaltningsplanen (se Figur 3 i Sysselmannen på Svalbard 2009). Siden det er mangelfull informasjon om reinens bestandsstørrelse, status og habitatbruk innenfor verneområdene og lite kartfestet informasjon er det vanskelig å gjennomføre en sårbarhetsvurdering knyttet til spesifikke områder eller lokaliteter på bestandsnivå.

Nedenfor gis en kort oppsummering av eksisterende kunnskap om påvirkning fra ulike typer av ferdsel på svalbardreinen. Det vises ellers til en grundig gjennomgang av problematikken i Overrein (2002) og oppsummering i Vistad et al. (2008) og Hagen et al. (2012b).

4.7.5.1 Ferdsel til fots og med snøskuter

Overrein (2002) og Vistad et al. (2008) trekker spesielt fram to perioder da svalbardreinen er mer utsatt for menneskelig forstyrrelser; kalvingstida og i vintre med stor utbredelse av is på bakken som låser beitene. Om vinteren, særlig seinvinteren mars-april, er dyrene ofte i en sultsituasjon, der antagelig bare en mindre økning i energiforbruket kan føre til død eller at drektige dyr aborterer (Nilssen et al. 1984). Rundt kalving er simlene vare og forstyrrelser i denne tida kan trolig ha negativ virkning på kalveoverlevelsen (se referanser i Overrein 2002). Gjentatte provokasjoner, særlig i vintre med store utbredelse av is på bakken, vil trolig medføre tap av energi. Studier har vist en sterk sammenheng mellom bestandens vekstrate og is på bakken om vinteren i form av redusert bestandsvekst (Hansen et al. 2011, Hansen et al. 2013), kalveproduksjon (Stien et al. 2012a) og kroppsvekt (Loe et al. 2016).

Svalbardreinen reagerer på ferdsel både til fots og med snøskuter og synes som mer følsom for ferdsel til fots enn med bruk av skuter (Overrein 2002). Tyler (1991) gjorde provokasjonsstudier på grupper av svalbardrein i Adventdalen ved bruk av snøskuter i april 1987. Studien viste av reinen reagerte negativt på forstyrrelsen fra skutere. Når en snøskuter nærmet seg en gruppe rein, var de første reaksjoner individuelle. Men derimot når reinen valgte å flykte var dette en koordinert reaksjon i gruppa. Gjennomsnittlig reaksjonsavstand (første minimums reaksjon) i forsøket var 640 m, gjennomsnittlig forstyrrelsesavstand (ble urolige) var 410 m og gjennomsnittsavstanden når dyrene tok til flukt var 80 m

(fluktavstanden). Fluktavstanden varierer mellom grupper og områder. Terrenget som skuterer ferdes i kan ha betydning gjennom at fluktavstanden er større når snøskuterer kan observeres av reinsdyrene under kjøring mot dyrene. Erfaringer fra forsøket viste at reinsdyr i Sassendalen flykter lengre enn i Adventdalen. Dyr som tok til flukt tidlig, flyktet også lengre. Flukten varte over lengre tid for rein i Sassendalen enn for rein i Adventdalen. Det gjaldt spesielt grupper av simler og kalver. Når svalbardreinen forstyrres, trekker de sammen i tette grupper (typisk anti-rovdyratferd). Studiet kunne ikke vise hvordan det daværende nivået av snøskutertrafikk påvirket svalbardreinens fysiske kondisjon. Tilsvarende studier med samme tilnærming som Tyler (1991), gjennomført på villrein i Norge og i Nord-Amerika, har vist at reinen reagerer negativt på forstyrrelser fra ferdsel til fots og med skuter og at reaksjonene varierte mellom sesonger, år og områder (Colman et al. 2001, Mahoney et al. 2001, Reimers et al. 2003).

Nylig viste en studie om svalbardreinen sin områdebruk vinterstid rundt skuterløyper i planområdet at reinen viste en klar unnvikelse fra de nærmeste områdene rundt skuterløypene. Reinens avstand til skuterløyper i påsken, hvor skutertrafikken er høyest, økte i denne perioden. Studien ble basert på GPS-merkede simler over flere år og Syssemmannen på Svalbard sin skuterstatistikk. Studien konkluderte med et moderat tap av vinterbeiter som følge av skutertrafikken (Tandberg 2016). På Svalbard vil det derfor være spesielt viktig å ta hensyn til reinen i vintre med stor grad av nedisede beiter da den kan være utsatt for næringsstress. Utbredelsen av is på bakken i tid og rom vil være avgjørende for bestandens vekst og reproduksjon.

Coleman (et al. 2001) og Reimers et al. (2011) har utført provokasjonsstudier med folk til fots. Det første studiet var designet med utgangspunkt i fem studieområder med ulik grad av menneskelig forstyrrelser. Studien fant at bestander fra ulike områder reagerte ulikt på provokasjonsforsøk med folk til fots. Studiet fant bl.a. at fluktavstanden på Reinsdyrflya med lite forstyrrelser var større (gjennomsnitt 150 m) enn i Adventdalen (100 m) med større forstyrrelser (ferdsel av folk) (100 m). Studien av Colman et al. (2001) kan tyde på at svalbardreinen til en viss grad har evne til å tilvenne seg ferdsel til fots. Dette er også bekreftet i en studie fra Brøggerhalvøya og Sarsøyra som konkluderte med at svalbardreinen har evne til å tilvenne seg ferdsel til fots (Hansen og Aanes 2015). Svalbardreinen lever i et predatorfritt miljø hvor atferden ikke trenger å være tilpasset det å unngå predasjon (Loe et al. 2007), og reduserte fryktresponser er forenelig med Frid og Dill (2002) som tilskriver fryktresponser å være motivert ut fra predasjonsrisiko (se også Reimer et al. 2011). Det andre studiet sammenliknet atferd ved direkte provokasjon av folk til fots i fire områder på Nordenskiöld Land og på Edgeøya der det var stor forskjell i respons hos dyrene mellom de ulike lokalitetene. Dyr på Edgeøya var mer vaksomme og hadde større fluktavstander enn sammenliknet med Nordenskiöld Land der dyr fra Adventdalen responderte minst på provokasjon (Reimers et al. 2011). En annen studie fra Edgeøya viste at reinsdyr har større fluktavstander i forhold til en isbjørn (her menneske utkledd som bjørn) enn et menneske til fots (Reimers and Eftestøl 2012).

I sum kan man si at i vintersesongen er svalbardreinen utsatt for nedising av beiter og dermed redusert mattilgang. Det er vist at regnvær om vinteren fører til bestandsnedgang for svalbardreinen (Hansen et al. 2011, Hansen et al. 2013), redusert reproduksjon (Stien et al. 2012) og endringer i atferd (Hanset og Aanes 2012, Loe et al. 2016, Tandberg 2016). I vintre med stor romlig utbredelse av isdekket, og spesielt om isen dekker tundraen tidlig i sesongen (dvs. oktober-desember), er svalbardreinen utsatt for økt dødelighet og redusert reproduksjon.

Det er viktig å ta hensyn til både tidsmessig og romlig utbredelse av isdekket og vurderer slike forhold opp mot behovet for ferdsel i planområdet. Sårbarheten vil selvsagt variere mellom år og det må gjøres enkeltvurderinger ut fra isingssituasjonen det enkelte år (her med fokus på tidspunkt for isdannelse og romlig utbredelse av isdekke).

4.7.5.2 Ferdsel til sjøs

Denne kategorien er lite aktuell, unntatt hvis ilandstigningsplasser berører viktige kalvings- og oppvekstområder for reinsdyr. Informasjon om denne type områder er samlet inn siden 2001. Dataene er under bearbeiding, men kartfestet informasjon er ikke klar for presentasjon ennå.

4.7.5.3 Ferdsel i luft

Det er ikke utført studier av svalbardrein som spesifikt ser på virkninger av ferdsel med helikopter. Overrein (2002) har gjennomgått litteratur som omhandler effekter på reinsdyr fra helikoptertrafikk. Flere studier viser at lufttrafikk fører til en markert respons hos rein ved flyhøyder under 200 m over bakken. Ved flyhøyder under 50 m over bakken vil en stor del av reinen reagere i panikk. Simler med kalv synes mer følsomme for forstyrrelse enn andre typer dyr og det er dokumentert for villrein andre steder i Arktis at grupper av dyr reagerer sterkere enn enslige f.eks. Calef et al. (1976), Maier et al. (1998) og Miller og Gunn (1981).

4.7.6 Steinkobbe

Tidligere var Dynekilen og Kaldbukta de eneste to lokalitetene innenfor dette området som har vært registrert som liggeplasser for steinkobbe med et betydelig antall dyr. Ingen av disse to stedene har vært undersøkt de senere år med henblikk på antall sel som oppholder seg her. Ellers kan steinkobber påtreffes i mindre antall i hele delen av Sentral-Spitsbergen (bortsett fra indre deler av Wijdefjorden). Steinkobbene er mest sårbar i yngle- og hårfellingsperioden og bør da forstyrres minimalt.

4.7.7 Ringsel og storkobbe

Når det gjelder ferdsel i kasteområdene for ringsel og storkobbe bør artene sees separat da de kaster i ulike habitater. Ringsel kaster inne i fastisen normalt i en hule gravd ut i snøen over et pustehull i isen, mens storkobbene normalt kaster på et isflak utenfor fastiskanten. Ferdsel til fots er ikke en aktuell ferdselsforstyrrelse i noen av disse tilfellene.

Det finnes en del litteratur (mest i form av rapporter) mht til isbrytere og ringsel, men dette er ikke en aktuell aktivitet i verneområdene, så for denne artens vedkommende er det mulige forstyrrelser fra lufta og fra snøscootere som er relevante. Storkobbene kaster som nevnt hovedsaklig i drivisen utenfor fastisen, og her er ikke snøskutere en aktuell forstyrrelsesfaktor, så for denne artens vedkommende er det mulige effekter av forstyrrelse fra lufta og fra båter som er relevante.

Det finnes flere rapporter om at både ringsel og storkobber som ligger oppe på isen går i vannet når et lavtflygende fly eller helikopter nærmer seg (Burns og Harbo 1972, Burns og Frost, 1979, Alliston 1981), men detaljer mangler med hensyn til hvilke avstander og hvilke flyhøyder dette gjelder. For storkobber er det vist i en studie at helikoptre skremmer på lengre avstand enn fly (Burns et al. 1982). For ringsel som ligger i snøhuler og som er merket med VHF-sendere, er det vist at selene går i vannet i en avstand på rundt 2 km fra et helikopter som fløy i 300 m høyde (Kelly et al. 1986). Støyen i disse snøhulene vil variere med hvor mye snø som ligger over hulen og selvfølgelig med hva slags helikopter type som benyttes. Under en flytelling av ringsel som lå oppe på isen på Grønland noterte man avstandene som

disse ble skremt i vannet på (Born et al. 1999). Man fløy i 150 m høyde og det ble brukt både "fixed-wing" fly (Partenavia PN68 Observer) og helikopter (Bell 206 III), og 6% av alle selene forlot isen pga. av flyet når det kom nærmere enn 600 m. Denne avstanden var avhengig av tid på døgnet og værforhold. Hele 49% av selene forlot isen som følge av helikopteret, og de begynte å forlate isen på avstander fra 1250 m og nedover. Born et al. (1999) konkluderte med at sjansen for å skremme selene blir ubetydelig hvis man flyr på en avstand av minst 500 m med "fixed-wing" og minst 1500 m med helikopter.

Når det gjelder forstyrrelser fra snøskutere finnes det en del eldre studier, hovedsakelig som rapporter, fra Alaska og Canada med noe ulike resultater. I en studie gikk antallet ringsel ned i et område nær en snøskuterløype i fastisen, men her ble det også jaktet så disse resultatene er ubrukelige mht til å vurdere eventuell effekt fra snøskutere (Bradley 1970). I en tilsvarende studie i et område med både trafikk og jakting fant man ingen effekter (Calvert and Stirling 1985). I en mer kontrollert studie med ringsel på VHF-sendere i snøhuler fikk man noe varierende resultater (Burns et al. 1982; Kelly et al. 1986). Noen sel forlot hulen og gikk i vannet på avstander opptil 2.8 km, mens en lå fortsatt oppe med snøskutere som passerte på 500 m avstand. Alle selene som gikk i vannet kom tilbake til hulen senere. Disse selene kunne ikke se snøskuterne og må da ha reagert kun på lyden fra disse.

Alle disse studiene er som sagt gamle og basert på snøskutere med totaktsmotor. Dagens firetakts motorer er mye mer stillegående og har dermed antakelig en mindre forstyrrende effekt. Ellers er det verd å merke seg denne artens habitueringssevne til motorisert ferdsel på Svalbard. Tempelfjorden er med dagens issituasjon det mest trafikkerte område av snøskutere på fastis. Ringselene i dette området oppfører seg helt annerledes mht respons fra disse kjøretøyene enn hva som er tilfelle i andre fjorder med fastis og lar skutere passere på svært nær avstand uten å reagere med å gå i vannet (Kovacs og Lydersen pers. medd.).

Informasjon fra studier fra Svalbard vedrørende «uforstyrret» atferd til ringsel og storkobber i kasteperioden bør tas med her. Kvitunger av ringsel kun få uker gamle tilbringer halvdelen av tiden i vannet og «lærer» seg å svømme og dykke (Lydersen og Hammill 1993), tilsvarende tall for diende hunnsel er over 80 % (Lydersen og Kovacs 1999). Storkobbeunger er også i vannet over halvparten av tiden (Lydersen et al. 1994) og for voksne lakterende hunner er dette tallet over 90 % (Krafft et al. 2000). Det kan ofte virke som om det er en dramatisk effekt når en slik sel går i vannet, men som disse studiene viser tilbringer de frivillig svært mye tid i det våte element i denne perioden.

4.7.8 Hvalross

Det finnes ingen viktige liggeplasser for hvalross innenfor utredningsområdet.

4.7.9 Hval/Hvithval

Forstyrrelser fra snøskuter og folk til fots er ikke aktuelle problemstillinger for denne arten, slik at det blir potensielle forstyrrelser fra lufta og til sjøs som blir evaluert.

Når det gjelder effekter av båttrafikk er det kommet frem veldig ulike resultater avhengig av om forsøkene er gjort i områder hvor slik trafikk er vanlig eller ikke. Som eksempel fant man i Cook Inlet, Alaska, hvor det er lite trafikk, at hvithvalene reagerte på båter på mange hundre meters avstand med å svømme fort unna eller endre svømmeretning og generelt dykke i lengre tid enn før båtene nærmet seg (Stewart 2010). I Bristol Bay derimot, som er et område med mye fiskebåter, har hvithvalene vent seg til båttrafikk og reagerer lite på fiskebåter i nærheten (Frost et al. 1984). Det er også vist at hvithval reagerer med å endre

vokaliseringsmønster og bli mer stille når ferger eller småbåter nærmer seg (Lesage et al. 1999). Når det gjelder støy fra skipstrafikk generelt, har studier av hvithval i fangenskap vist at de hører best ved relativt høye frekvenser 10-100 kHz (Blackwell og Green 2002), som er høyere enn det meste av skipsstøy. Dette impliserer også at utenbordsmotorer som har en høyere frekvens antakelig skremmer mere enn motorstøy fra større skip som er mere lavfrekvent (Norman et al. 2011). I Churchill, Manitoba, Canada, driver man hvalsafari etter hvithval (se f. eks. <http://www.youtube.com/watch?v=Jo-lhCEy3Mw>) hvor da man bruker små båter med påhengsmotorer som hvithvalene her ikke skremmes av i det hele tatt, slik at de tydeligvis også kan venns til denne «støykilden».

For flystøy har man registrert at hvithval reagerte med å dykke for Bell 206 helikopter i 305 m høyde (Sergeant og Hoek 1988), mens overflygninger med fixed-wing (to-motors Aero Commander Shrike) i samme høyde ikke skapte noen reaksjon (Frost et al. 1993). Richardson et al. (1995) rapporterer ingen reaksjon på fly som fløy i 500 m høyde, men at hvalene dykket lenge og svømte bort hvis man fløy lavere 150 - 200 m. Patenaude et al. (2002) studerte effekter av både fixed-wing fly (Twin Otter) og helikopter (Bell 212) på atferden til hvithval i Beauforthavet. Hvalene dykket som respons på 40 % av helikopteroverflygninger lavere enn 150 m og 10 % av overflygninger over denne høyden. For Twin Otteren reagerte hvalen på overflygninger i høyder fra 60 til 460 m og 5,4 % reagerte på overflygninger under 182 m. Målinger av støy fra disse flyene under vann (3 og 18 m dyp) viste en del lavfrekvent støy som antakelig ikke hvithvalene klarer å høre.

4.7.10 Isbjørn

Ferdsl til fots og til sjøs vil sjelden være problematisk for isbjørn så lenge hensyn tas. Ferdsl på snøskuter kan skremme isbjørn fra jaktområdene på isen allerede på langt hold, og særlig binner med unger er sensitive (Andersen og Aars 2008). Det er derimot ikke mulig å si om slik ferdsel har noen effekt på bestandsnivå slik den foregår i dag. Ferdsl med helikopter kan tenkes å ha en tilsvarende effekt som skuter, men grunnet større hastighet er ofte helikoptre kortere tid i et område, og vil derfor ofte forstyrre over en tilsvarende kortere periode. Landing med helikopter kan tenkes å føre til stress over litt lengre tid, men i begrenset grad om det ikke foregår i umiddelbar nærhet av bjørn.

Ved ferdsel i områder med isbjørn har uhell som kan medføre oljesøl et potensial for større påvirkning på enkeltindivider. Det er vist at isbjørn som eksponeres for olje kan påvirkes både ved nedsatt isoleringsevne som kan føre til varmetap, samt mer direkte forgiftning med fatalt utfall (St. Aubin 1990). Det er derimot ikke trolig at slike uhell vil involvere mer enn noen få enkeltindivider, med mindre de er svært store i utstrekning i tid og rom.

4.7.11 Generelt om områder ved brefronter og på fjordis

Brefronter er spesielt viktige for flere marine arter. I den isfrie perioden er områder foran brefronter (se Figur 51 og Figur 110) viktige for ringsel, storkobbe og hvithval. Ringsel og hvithval beiter/furasjerer helt inn i brefronten, antakelig på polartorsk. Enkelte individer av ringsel som har vært utstyrt med satellittsendere har tilbrakt hele den isfrie perioden foran en og samme brefront. Storkobber oppsøker også disse områdene i den isfrie perioden for å legge seg opp for å hvile på isbrebiter som har kalvet av brefrontene. Satellittsporing av storkobber viser at selv om de furasjerer langt unna, så svømmer de inn til områder foran breer for å benytte seg av disse hvileplattformene. Ringsel som oppholder seg ved brefrontene benytter seg også av isbreflak som hvileplattform.

I perioden med fastis vil ringsel oppholde seg inne i denne da de holder oppe pustehull ved hjelp av klørne på fremsveivene. Inne i fastisen føder ringselene ungene sine i april, helst i en snøhule over et pustehull. Det er i områder nær brefronter hvor isbrebiter er frosset fast i havisen hvor det fonner seg opp nok snø til å lage disse kastehulene og derfor er områder nær brefronter særdeles viktige også i denne perioden. Storkobbene yngler derimot på fastiskanten eller helst på drivisen utenfor denne i mai. De geografisk viktige områdene for disse to selartene med hensyn til yngling vil altså variere fra år til år med isforholdene. Utbredelsen til hvithval i denne perioden begrenses også av fastiskanten da hvalene ikke går inn i disse områdene.

I perioder hvor det er havis tilgjengelig, bruker isbjørnen den aktivt for å jakte sel, spesielt ringsel. På våren er områder foran brefronter spesielt viktige fordi ringselhuler gjerne finnes i større antall her, grunnet snø som pakkes sammen rundt breisbiter på havisen. Videre finnes brefrontene gjerne innerst i litt smalere fjordarmer, på steder der isen først legger seg. Binner med små unger har vist seg å benytte brefronter relativt mer enn andre bjørn. Brefrontene vil være mindre viktige andre deler av året, enten når havis er tilgjengelig også over større områder, eller om det ikke er havis i det hele tatt. Men selv i perioder uten havis kan sel (spesielt storkobbe) ligge på breisbiter, og isbjørn jakter tidvis også ved brefrontene ved å svømme mellom isflakene. I sommerhalvåret, i perioder uten is, er det vanligere å treffe isbjørn langs kysten. Men de kan også gå innover dalene og krysse over breene. De plyndrer også reir i fuglekolonier av ærfugl, gjess og klippehekkende arter der de kommer til.

4.7.12 Droner og sårbarhet

Interessen for droner og bruken av slike har eksplodert de siste årene. Behov for regelverk medførte at det ble vedtatt en forskrift i 2015, som i hovedsak inndeler droner i forskjellige kategorier etter størrelse og hastighet, og angir minsteavstander og begrensninger forøvrig, og plasserer ansvaret hvis uhell skulle skje, bl.a. er det forbudt å bruke droner nærmere enn 5 km fra nærmeste flyplass. På Svalbard har interessen vært stor og økende for å benytte droner i forskjellige typer miljøovervåking aldri vært større. Studier av effekter av dronebruk på naturmiljøet er foreløpig ikke veldig mange, og Norsk Polarinstitutt fikk derfor i 2016 oppdraget med å sammenstille eksisterende kunnskap for påvirkning fra droner på miljøet (Norsk Polarinstitutt 2016).

Det er innlysende at flyvende objekter av alle slag har et potensiale for å forstyrre liv på bakken og i lufta. Spørsmålet er hvorvidt denne påvirkningen er eller kan bli av en størrelsesorden som påvirker miljø/dyreliv mer enn hva vi kan akseptere. Rapporten viser til spesielle reguleringer enkelte steder på Svalbard, samt at flere og flere institusjoner og organisasjoner fastsetter lokale retningslinjer for dronebruk (jf. AECO).

Rapporten konkluderer med at selv om det etter hvert finnes studier som dokumenterer stress- og fryktreaksjoner overfor droner, så er det lite vi kan si om hvilke potensielle alvorlige konsekvenser dette kan ha på dyreliv. Det er vel derfor grunn til å anta at utvist generell forsiktighet i tråd med forskriften, i tråd med intensjonene med vern av uberørt villmark i Svalbards verneområder, og basert på det vi vet om sårbare perioder og lokaliteter, vil være tilstrekkelig i de aller fleste tilfeller.

4.8 Sårbarhet for klimaendringer

Den eksisterende og forventede påvirkningen fra miljøgifteksponering og klimaoppvarming er av en slik potensiell alvorlig karakter at det er viktig å gi en vurdering av disse, slik at man kan ha visse holdepunkter med hensyn til samlet påvirkning når forvaltningstiltak skal vurderes. Det gis imidlertid ingen detaljert gjennomgang av klima og miljøgifter i dette kapitlet. Det vises også til kapittel 9 og 10 i denne sammenheng.

4.8.1 Svalbardrype

Svalbardrypene opptrer i lave tettheter (fra 1 til 5 stegg per km²) med relativt liten variasjon mellom år og egnede hekkehabitater er begrenset til 3-4 % av landarealene på Svalbard (Pedersen et al. 2007, 2011, 2012, 2017). Den klareste effekten av global oppvarming på Svalbards terrestre økosystem er økt forekomst av regn-på-snø hendelser med påfølgende isdekke på tundraen (Hansen et al. 2014). Ising på tundraen lukker beitegrunlaget for de plantespisende artene (rype, mus og rein) som overvintrer på Svalbard og forårsaker synkrone bestandsnedganger den påfølgende sommer (Hansen et al. 2013). En annen effekt av global oppvarming som kan motvirke den negative effekten av nedising av beiteplanter om vinteren, er øket primærproduksjon hos planter (van der Wal og Hessen 2009). Global oppvarming er en av hoveddriverne for den sterkt økende bestanden av kortnebbgås som hekker på Svalbard (Madsen og Williams 2012, Ims et al. 2013). Kortnebbgås overlapper i habitat og deler viktige næringsplanter med svalbardrypene, noe som gir en mulighet for økt konkurranse mellom disse artene. Kortnebbgåsa har en beiteteknikk, såkalt «grubbing» (norsk: napping/fjerning), hvor hele rotsystemet fjernes hos beiteplantene (Fox og Bergersen 2005, van der Wal et al. 2007). Med et varmere klima er det forventet at 6,3 % av de vegetasjonsdekkede landområdene kommer til å utsettes for «grubbing» (Speed et al. 2009). Nylig ble det dokumentert at i løpet av fem år har det skjedd en firedoblet økning i sannsynlighet for «grubbing» på tundraen på Svalbard (Pedersen et al. 2013). Når kortnebbgjessene forsyner seg av viktige beiteplanter for de mer spesialiserte rypene, som harerug, vil økt konkurranse kunne virke negativt på rypene. Redusert tilgang på viktige beiteplanter kan også skje gjennom trofisk «mismatch» (forskyvning) mellom harerugens fenologi og de nyklekte kyllingene som er næringsspesialister, noe som kan påvirke overlevelsen til kyllingene. I tillegg til dette kan klimainduserte variasjoner i tilstedeværelse av alternative næringsemner for fjellrev, slik som reinsdyrkadaver og hekkende gjess gi variasjon i predasjonstrykk i tid og rom på Svalbardrypene (Ims et al. 2013, 2014).

4.8.2 Fjellrev

Tilgangen på reinsdyrkadaver er en viktig faktor som driver bestandsdynamikken til fjellrev på Svalbard (Fuglei et al. 2003, Eide et al. 2012, Hansen et al. 2013, Ims et al. 2013, 2014). Tilgangen på reinsdyrkadaver om vinteren er knyttet til hyppige regn-på-snø hendelser vinterstid, noe som synkroniserer hele det stedegne samfunnet av plantespisere på Svalbard (rype, rein og mus), og som medfører en forsinket sammenheng med rovdyret fjellrev (Hansen et al. 2013). Den sterkt klimarelaterte økningen i bestanden av kortnebbgås, men også hvitkinngås, som hekker på Svalbard kan gi en økt næringstilgang for reproduserende rev i yngletiden (Fuglei et al. 2003), som vil gi bedre overlevelse av fjellrevvalpene (Ims et al. 2013, 2014). Fjellrev høster deler av maten de spiser i det marine økosystemet, dvs. at de bruker havis som plattform for næringssøk (følger etter og spiser selkadaver jaktet av isbjørn, jakter selunger på fjordisen om våren) og migrasjonsruter. Dette gjenspeiler seg i at det finnes få isolerte fjellrevbestander i hele fjellrevens sirkumpolare utbredelsesområde, noe som skyldes at de vandrer hyppig mellom de ulike Arktiske kontinenter og øyer (Dalen et al. 2005,

Geffen et al. 2007, Charmichael et al. 2007, Noren et al. 2011). Den forventede reduksjonen i utbredelsen av havis vil redusere fjellrevens habitat for vandringsmønster og jaktmuligheter på marine ressurser om vinteren (Geffen et al. 2007, Charmichael et al. 2007). Med minkende utbredelse av havis vil fjellreven på Svalbard kunne bli mer og mer isolert med konsekvenser for dens genetiske struktur, bestandsdynamikk og prevalens (forekomst) av zoonoser (sykdommer som kan overføres til mennesker) (Noren et al. 2011, Ims et al. 2013, Descamps et al. 2017).

4.8.3 Svalbardrein

Studier av alle de overvåkede bestandene har vist at is på bakken om vinteren er den viktigste faktor som bidrar til å forme bestandsdynamikken til svalbardreinen. Vintre med mye is på bakken fører til redusert tilgang på beiteressurser fordi plantene er helt eller delvis dekket av is. Dette fører til redusert bestandsvekst (Solberg et al. 2001, Hansen et al. 2011, Hansen et al. 2013), kalveproduksjon (Stien et al. 2012) og kroppsvekt (Albon et al. 2016). Stor dødelighet av rein én vinter etterfølges som regel av mindre dødelighet og færre kadavre neste vinter fordi de svakeste individene har sultet i hjel. Om sommeren påvirkes bestandene gjennom en positiv effekt av temperatur på neste års vekstrate (Aanes et al. 2002, Hansen et al. 2013).

De største temperaturendringene er forventet å skje vinterstid med økt frekvens og omfang av regnvær om vinteren, noe som fører til betydelige negative effekter på svalbardreinen. Samtidig vil oppvarmingen trolig ha direkte effekt på matfatet i form av økt plantevekst og endringer i artssammensetningen og kan derved føre til bedre vekstbetingelser for reinsdyrbestandene. Det er ukjent om en slik effekt kan motvirke negative effekter av økt hyppighet og mer regnvær om vinteren. Derfor anses svalbardreinen som en utsatt art for klimaendringer. Det er viktig å ta hensyn til både temporær og romlig utbredelse av isdekket, og derfor kan hele vintersesongen sies å være en sårbar periode. Sårbarheten vil selvsagt variere mellom år og det må gjøres enkeltvurderinger ut fra isingssituasjonen det enkelte år (her med fokus på tidspunkt for isdannelse og romlig utbredelse av isdekke).

4.8.4 Steinkobbe

Steinkobbenes utbredelse er i stor grad begrenset av isens utbredelse. Mindre is på Svalbard vil antakelig være svært positivt for denne selarten (Kovacs og Lydersen 2008, Kovacs et al. 2011a), og vi ser allerede at utbredelsesområdet til denne selarten øker på øygruppen (Kovacs og Lydersen pers. medd.). Det er også forventet en endring i byttedyrsfaunaen med mer innslag av atlantehavs-arter i dietten til steinkobbene. Dette har allerede skjedd (Colominas 2012).

4.8.5 Ringsel og storkobbe

For ringselene vedkommende er klimaendringene som pågår samt forventede prognoser med hensyn til endringer i is og snøforhold svært alvorlige. Ringselene trenger huler til å føde ungene sine i. Disse hulene beskytter de små ungene for vær og vind og i noen grad for predasjon da det tar tid å grave seg gjennom huletaket og selene har dermed en sjanse til å stikke unna før fjellreven eller isbjørnen får tak i dem (Lydersen og Gjertz 1986). Unger som blir født rett på isen uten denne beskyttende hulen har små sjanser til å overleve sin første vår. Disse ungene er så små og hjelpeløse som nyfødte at de lett også blir tatt av polarmåker (Lydersen og Smith 1989). I de siste årene har isforholdene på vestkysten av Spitsbergen, som da omfatter de aktuelle nasjonalparkene, vært svært dårlige for ringselyngling. Isen har lagt seg sent på våren (i noen områder ikke i det hele tatt), og det har vært få områder hvor det har vært nok snø til at ringselhunnene har kunnet grave ut ynglehuler. Dødeligheten for

ringselungene i disse områdene har da også vært svært høy. Ringselene er avhengige av is også i hårfellingsperioden og til generelt å hvile på og de predikerte endringene i isforholdene i Arktis er ikke gode nyheter for denne selarten (se Kovacs og Lydersen 2008, Kovacs et al. 2011a). Arktisk ringsel sammen med storkobbe ble i desember av 2012 satt på Endangered Species Act (se f. eks. <http://alaskafisheries.noaa.gov/protectedresources/seals/ice.htm>) i USA som følge av dette. Når det gjelder storkobber har undersøkelser foretatt i Kongsfjorden vist at selv i år uten havis, klarer storkobbene å bruke breis både som yngle- og die-plattform. Disse ungene er sterke nok til å klatre opp på disse uregelmessige isbitene og klarer å vokse med omtrent samme hastighet som unger født i år med havis (Kovacs et al. 2011b). Så i utgangspunktet ser det ut som om storkobbene har funnet en løsning på problemet med manglende is. Dette er dog en kortsiktig løsning da breene på Svalbard generelt trekker seg tilbake og etter hvert ender opp på land, og dermed forsvinner også denne alternative isplattformen.

Ellers vil antakelig begge artene i økende grad bli eksponert for nye sykdommer og parasitter som er forventet å «innnta» Arktis etter hvert som det blir varmere, samt en endring i byttedyrsfaunaen (se Kovacs og Lydersen 2008, Kovacs et al. 2011a).

4.8.6 Hval/Hvithval

Når det gjelder is og hvithval er disse sterkt knyttet sammen uten at man helt har oversikt over hva som er viktig med isen for denne hvalarten. Man antar at den i hvert fall fungerer som et tilfluktssted for å unngå predasjon fra spekkhoggere. Satellittsporing fra Svalbard og andre steder viser at de i hvert fall om sommeren tilbringer mye tid i områder uten havis (Lydersen et al. 2001).

Konkurransen fra andre hvalarter, mer predasjon fra spekkhoggere, endring i byttedyrsfaunaen samt økt sykdom og parasittbelastning er i tillegg forventede endringer som følge av varmere klima for denne hvalarten (se Kovacs og Lydersen 2008, Kovacs et al. 2011a).

4.8.7 Isbjørn

Da isbjørnen er avhengig av selarter som lever i tilknytning til havisen, er den blant artene som er forventet å bli mest påvirket om varmere klima fører til mindre havis (Wiig et al. 2008). I henhold til modeller for havishabitat, forventes dette å bli redusert i spesielt stor grad i Barentshavområdet, særlig i den varmere delen av året (Durner et al. 2009). Det kan likevel tenkes at antall isbjørn på Vest-Spitsbergen vil øke en periode framover, da isbjørn i dette området trolig historisk har vært en god del høyere enn i dag, grunnet høyt jaktpress fram til 1973. Vandringsmønstrene til isbjørn innen Svalbard vil også alltid i stor grad dikteres av rådende isforhold, men vi har ikke data i dag som kan fortelle mer spesifikt hvordan kommende endringer i isforekomster vil endre trekkveiene vi ser i dag. Tiden havis kommer rundt hiområdene vil bestemme fordeling av ynglehi i ulike år, og sen ankomst av havis i enkelte år kan tenkes å innvirke på reproduksjonsraten (Derocher et al. 2011).

4.9 Sårbarhet for miljøgifter

4.9.1 Ismåke

Nivå av miljøgifter i blod og egg hos ismåker viser at enkeltindivider av arten og konsentrasjonen av miljøgifter i egg overskrider grenseverdier for effekter av miljøgifter (Lucia et al. 2016a). Bestanden av ismåker er i nedgang i mange områder i Arktis (Russland og Canada). Det er ikke hittil registrert en nedgang av arten i Svalbandområdet. Det finnes per

i dag få studier av effekter av miljøgifter på hormon-, immun- og enzymssystem hos ismåker. Ismåker har høyere eller likt miljøgiftnivå som en finner hos polarmåker hvor en har påvist en rekke effekter (se blant annet Letcher et al. 2010 og Verreault et al. 2010). Det er derfor stor grunn til å tro at helseskadelige effekter forekommer hos ismåker på Svalbard. Den mest sårbare perioden for eventuelle effekter vil være i den perioden ismåkene taper kroppsmasse, dvs. i ruge- og ungeperioden (juni - juli måned).

4.9.2 Storjo

Vi har per i dag ikke en full oversikt over miljøgiftbelastningen i storjo. For eksempel mangler vi informasjon om belastningen av kvikksølv og fluorforbindelser. Det er antatt at miljøgiftbelastningen en finner hos enkeltindivider av storjo kan ha effekter på hormon-, immun og enzymssystem. I stressede bestander av storjo er det vist sammenhenger av miljøgifter på reproduksjon og overlevelse (Bustnes et al. 2015). Dermed vil antageligvis den mest sårbare perioden for storjo være i perioder med mer stress, som i ruge- og ungeperioden.

4.9.3 Polarmåke

Studier av effekter på polarmåker, både fra Bjørnøya og Kongsfjorden, indikerer at dagens nivå av organokloriner påvirker fuglenes adferd, hormon-, immun-, og enzymssystem (Gabrielsen 2007; Sagerup et al. 2009; Bustnes et al. 2010; Verreault et al. 2010; Letcher et al. 2010). Det antas at den mest sårbare perioden for effekter hos polarmåker er i perioden hvor de taper kroppsmasse, dvs. i ruge- og ungeperioden (juni – juli måned). Et studie fra Bjørnøya (Erikstad et al. 2013) indikerer at miljøgifter påvirker bestanden av polarmåker i dette området. Bestanden av polarmåker har gått kraftig tilbake på Bjørnøya, fra over 2500 par i 1987 til mindre enn 500 par i 2010 (Erikstad og Strøm 2012), men har de siste 10-15 årene økt i Kongsfjorden (Descamps et al. 2013).

4.9.4 Svalbardrype

Nivå av tungmetaller og organiske miljøgifter er meget lave og på bakgrunnsnivå for svalbardrype.

4.9.5 Fjellrev

Fjellrev på Svalbard er et av de arktiske dyrene med de høyeste nivåene av miljøgifter (Hallanger et al. 2015). Arten regnes som sårbar fordi revene gjennom vinteren kan oppleve lange sultperioder når de ikke finner mat, og fordi de naturlig kvitter seg med fettreservene sine om våren som en del av sommertilpasningen. I perioder hvor fettreservene brukes opp, vil akkumulerte fettløselige miljøgifter som er bundet i fettvev frigjøres til blodet, som vil kunne føre til en refordeling av miljøgiftene fra relativt ikke-følsomt fettvev til mer følsomme vev som hjerne og lever. Grunnen til de høye nivåene er at fjellrev på Svalbard tilhører kystøkotypen som livnærer seg ikke bare fra den landbaserte næringskjeden, men i stor grad også fra den marine næringskjeden. I tillegg er den toppredator (Fuglei et al. 2007; Andersen et al. 2015). Studier som sammenligner tynne og tykke frittlevende fjellrev fra Svalbard viser at nivåer av fettløselige POP-ene (persistente organiske miljøgifter) finnes i flere ganger høyere nivåer i lever av tynne rev enn tykke rev (Andersen et al. 2015).

Det finnes ingen effektstudier på frittlevende fjellrev fra Svalbard. Eksperimentelle studier på farmrev har derimot vist at fjellrev er mer utsatt for miljøgifter i perioder med lite mat enn når det er tilstrekkelig med mat, dvs. når de er avmagret og fettreservene brytes ned og som øker biotilgjengeligheten av fettløselige miljøgifter (Helgason et al. 2013). De samme studiene viste også at eksponering for miljøgifter fører til endringer i nyrehistologi (Sonne et al. 2009),

samt forandringer i både vekst- og kjønns hormoner, men effektene på kjønns- og veksthormon var ikke like fremtredende i alle aldersgrupper (Hallanger et al. 2012). Nye resultater fra den samme eksperimentelle studien viste sammenheng mellom miljøgiftbelastning og forholdet mellom ulike thyroidhormoner som kan påvirke helsestatusen i vill fjellrev (Rogstad et al. 2017).

I en tidstrendstudie (1997-2003) i ville fjellrev fra Svalbard ble det funnet en nedgang av gamle miljøgifter som POPs, organiske plantevernmidler (DDE), klordaner og bromerte flammehemmere (PBDE) (Andersen et al. 2015). Andre gamle miljøgifter, som heksaklormenzen (HCB) og β -heksaklorsyklusheksan (β -HCH), som også har vært forbudt i lang tid, hadde derimot ikke gått ned i lever hos fjellrev (Andersen et al. 2015). Denne studien viste også at klimarelaterte endringer i tilgang på byttedyr kan påvirke miljøgiftnivåer i fjellrev fra Svalbard.

Nye miljøgifter, som den ikke-fettløselige PFAS, er funnet i fjellrev på Svalbard og konsentrasjonene er høyere i tynne dyr (med lite kroppsfett) sammenliknet med tykke dyr (med mye kroppsfett) (Aas et al. 2014). PFAS-forbindelsene og de fettløselige miljøgiftene kan forstyrre hvordan fett blir forbrent og lagret i kroppen. Dette kan få alvorlige konsekvenser for fjellrev som er helt avhengig av fettlagrene sine.

Mange miljøgifter omdannes til metabolitter som kan være mer giftige enn den opprinnelige miljøgiften. Omdanningshastigheten kan være spesielt høy når fettløselige miljøgifter, for eksempel polyklorerte biphenyler (PCB), løses ut fra fettlagrene og omdannes til metabolitten hydroxylerte PCB (OH-PCB) i lever. I fjellrev er OH-PCB nivået i leverprøver høyt, mens nivået av hydroxylerte bromerte flammehemmere (OH-PBDE) er lavere (Routti et al. 2016a). Fjellrev har en høy kapasitet til å omdanne PCB til OH-PCB og siden metabolitter er mer forstyrrende for hormonsystemet enn PCB kan disse nivåene gi hormonforstyrrende effekter på fjellrev fra Svalbard og spesielt i perioder med redusert matinntak kan OH-PCB være en helserisiko hos fjellrev (Routti et al. 2016a).

I sum, fjellrev er altså mer utsatt for miljøgifter i perioder med lite mat enn når det er tilstrekkelig med mat. I likhet med mange andre arktiske dyr mister fjellreven kroppsvikt når de ikke finner nok mat i perioder om vinteren og må tære på fettreservene. Samtidig har fjellrev en naturlig fettdeponeringssyklus ved at de legger på seg fett om høsten, mens de mister alt fett om sommeren i forbindelse med reproduksjonen. Det er nettopp i slike perioder, når nesten alle fettlagrene tømmes, at miljøgiftene blir gjort tilgjengelig og transporteres via blodsirkulasjonen til viktige organer som lever og hjerne. Siden reproduksjon og vinteroverlevelse er viktige demografiske hendelser vil høye verdier av miljøgifter kunne virke negativt på fjellrevens overlevelse (Fuglei et al. 2007).

4.9.6 Svalbardrein

Det foreligger ikke langtidsserier av miljøgifter i svalbardrein. Severinsen og Skåre (1997) og Carlsson og Kallenborn (2013) har målt tungmetaller (Hg, Pb) og organiske miljøgifter (Polder et al., 2009), men nivåene er generelt veldig lave og svalbardrein er ikke antatt å være sårbar.

4.9.7 Steinkobbe

Steinkobbe har generelt lave nivåer av miljøgifter (Wolkers et al. 2004). Konsentrasjonene av fettløselige organiske miljøgifter har gått ned fra 1999 til 2009-10. Nivåene av miljøgifter i steinkobbe er lave, og man anser det slik at de ikke utgjør en helserisiko.

Nedbrytningsproduktene av PCB, som finnes i steinkobbe, har potensial til å forstyrre hormonbalansen i kroppen, spesielt thyroidhormonsystemet.

4.9.8 Ringsel og storkobbe

Ringsel og storkobbe fra Svalbard har lave nivåer av miljøgifter i forhold til for eksempel isbjørn (Bang et al. 2001; Routti et al. 2016a; Routti et al. 2008; Routti et al. 2009a; Routti et al. 2009b). Hos ringsel har det vært rapportert nedadgående trend av fettløselige organiske miljøgifter (ref. MOSJ), men noen perfluorerte stoffer er på vei oppover (Routti et al. 2016a). For storkobbe mangler en tidstrend data på miljøgifter. Ringsel og storkobbe fra Svalbard er antatt å være lite påvirket av miljøgifter. Miljøgiftnivåer i noen ringselindivider fra Svalbard nærmer seg grenseverdier for når effekter på molekylær- og cellenivå kan oppstå (Brown et al. 2014; Desforges et al. 2016). Den mest sårbare perioden for effekter av miljøgifter hos ringsel er generelt i hårfellingsperioden om våren når miljøgifter blir oppkonsentrert (Routti et al. 2010c).

4.9.9 Hval/hvithval

Fra tidligere undersøkelser av hvithval fra Svalbard viser målinger av miljøgifter at hvalene har nivå som er høyere enn det som er målt hos isbjørn fra Svalbard. Hvithval er som andre tannhvaler svært dårlige til å bryte ned forurensningsstoffer, og for de fleste forbindelser er hvithval det pattedyret på Svalbard med klart høyest konsentrasjonen av ulike POP-er (Andersen et al. 2001, 2006, Villanger et al. 2011). Sammenhenger mellom nivåer av miljøgifter og skjoldbruskkjertelhormoner og hvithvalstudier fra Canada gir grunn til å anta at hvithvalene er påvirket av dagens nivå av miljøgifter (Villanger et al. 2011).

4.9.10 Isbjørn

Isbjørn er en av de høyest miljøgiftbelastede artene på Svalbard. Denne populasjonen har blitt nøye studert for eventuelle effekter fra miljøgifter de siste 15 år. Studier har påvist både positive og negative sammenhenger mellom sum PCB og skjoldbruskkjertelhormoner, avhengig av kjønn og type hormon (fritt/total tyroxin og triiodotyronin) (Braathen et al. 2004). Isbjørn har god evne til å bryte ned miljøgifter, men nedbrytningsproduktene kan forstyrre hormonsystemet (Bytingsvik et al. 2013; Simon et al. 2013). Forstyrrelser i kjønnsormonnivåene har også blitt koblet med miljøgifter i isbjørn fra Barentshavet (Oskam et al. 2003). De isbjørnene som hadde høyest nivå av miljøgifter, hadde de laveste testosteronnivåene. Videre er det vist at mengden progesteron øker med miljøgift-konsentrasjon, mens det ikke er noen sammenheng til østradiol (Haave et al. 2003). En nylig studie rapporterte også sammenhenger mellom andre steroid hormoner og miljøgifter (Gustavson et al. 2015). Vaksinasjonsstudier utført på isbjørner fra Barentshavet og Hudson Bay viser at immunforsvaret kan være svekket av miljøgifter, noe som betyr at dyrene er mer utsatt for sykdommer (Lie et al. 2005; Lie et al. 2004). Ny forskning viser at miljøgifter også kan påvirke hvordan isbjørn lagrer fett (Routti et al. 2016b). Sammenligning av miljøgiftnivåer i isbjørn til grenseverdier for helse-effekter hos rotter tyder på at isbjørnens immunsystem og reproduksjon kan være påvirket av miljøgifter (Dietz et al. 2015).

Det forventes at isbjørn er utsatt for kombinerte effekter av miljøgifter og klimaendring. I tider hvor isbjørnene ikke har mulighet til å jakte i isfylte farvann vil de ha begrenset tilgang på føde. De er da avhengige av å kunne tære på fettreservene for å overleve (Atkinson et al. 1996; Polischuk et al. 2002). En ny studie fra Svalbard viser at tynne isbjørn har høyre konsentrasjoner av fettløselige miljøgifter (PCB, pesticider) i både blod og fett enn de som er i god form (Tartu et al. 2017). Isbjørn var tynnere i april enn i september, spesielt etter en

vinter med lite shavis. Dermed var konsentrasjoner av fettløselige miljøgifter også høyere på vår enn høst (Tartu et al., 2017). Fettløselige miljøgifter var høyest i isbjørn fra områder med minst is (nord-vest Spitsbergen). Det kan føre til at isbjørn på områder med lite havis er spesielt utsatt for negative effekter av miljøgifter.

4.10 Sårbarhet for akutt forurensning - PRIMOS

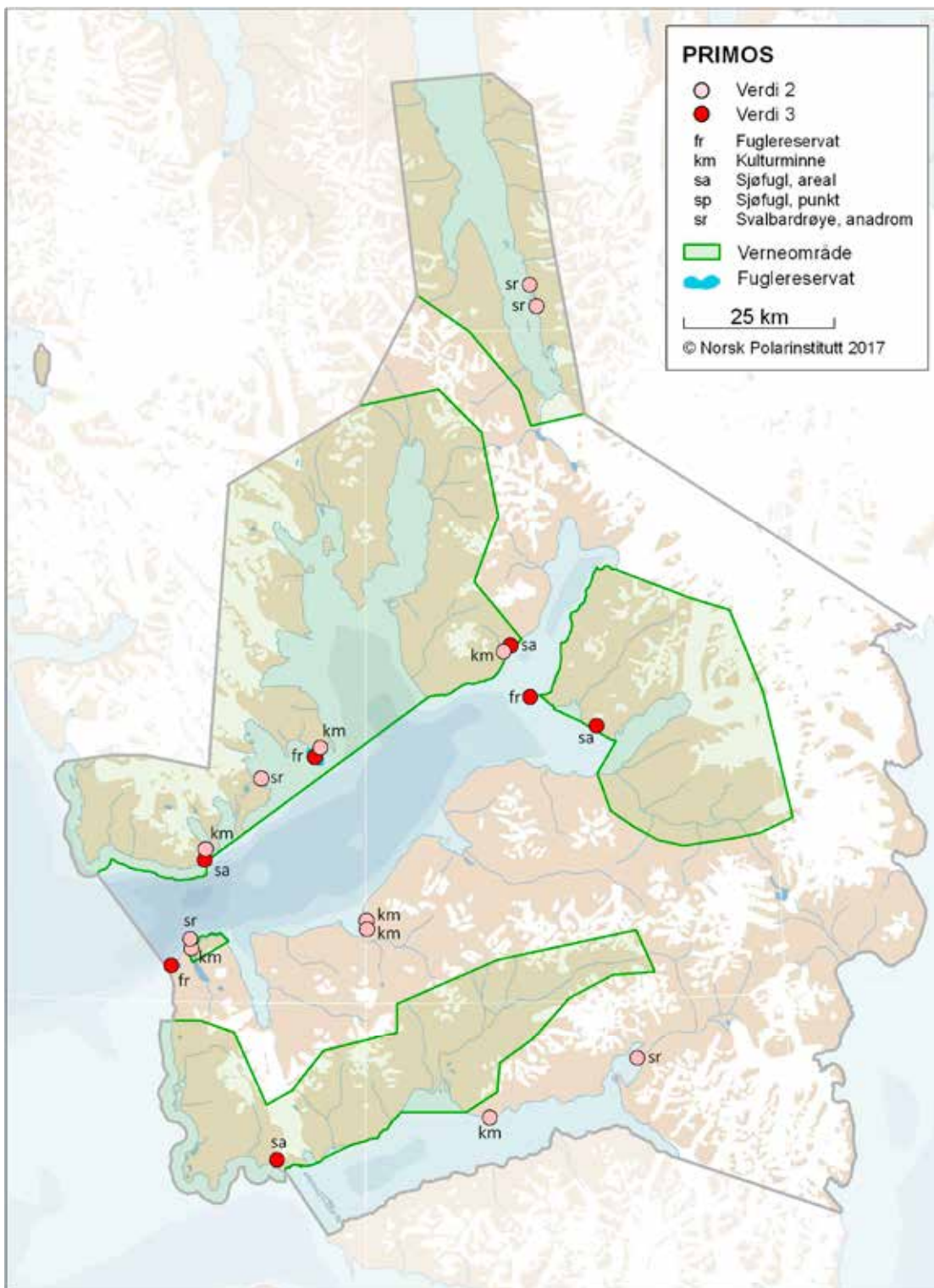
Miljørisiko relatert til akutt forurensning øker på Svalbard, primært i takt med økt skipstrafikk. Selv om det er økende fokus på beredskap og sjøsikkerhet kompenserer ikke dette for den økte aktiviteten fra risikobærende virksomhet. I 2010-2011 ble det produsert et kartbasert verktøy (PRIMOS = Prioriterte miljøområder på Svalbard) med en målsetting om å kunne gi umiddelbar hjelp til å prioritere beredskapsinnsats og gi informasjon om hvor sårbare miljøressurser befant seg i tilfelle det oppsto en akutt forurensningssituasjon. Prosjektet var et samarbeid mellom Norsk Polarinstitutt, Sysselmannen på Svalbard, Direktoratet for naturforvaltning og Kystverket, under ledelse av Polarinstituttet. Alle tilgjengelige kartbaserte data for miljøressurser ble tatt inn og det ble gjort sårbarhetsvurderinger ift. akutt oljeforurensning, og gitt en verdi fra 3 (høy sårbarhet) til 1 (lav sårbarhet).

PRIMOS kan være et godt verktøy for å se hvor miljøfølsomme lokaliteter og områder er lokalisert. Alle etatene har tilgang til PRIMOS, og en nettbasert versjon finnes i Kystverkets nettportal Kystinfo (<http://kart.kystverket.no>), samt i Norsk Polarinstituttets nettportal Svalbardkartet (<http://svalbardkartet.npolar.no>).

Miljøressursdata inkludert i PRIMOS er:

- Sjøfuglkolonier (150 av 590 inkludert iht prioritert sårbarhet)
- Liggeplasser for hvalross
- Liggeplasser for steinkobbe
- Elveutløp for vassdrag med anadrom svalbardrøye
- Sårbare kysttyper
- Marine bentiske verdier
- Kulturminner i strandsonen

Figur 72 viser de ressurser av høy og middels sårbarhet for akutt forurensning (verdi 3 og 2) som er registrert i PRIMOS pr februar 2017.



Figur 72: PRIMOS ressurser og områder med høy (verdi=3) og medium (verdi=2) sårbarhet for akutt forurensning på Sentral-Spitsbergen.

5 Planter, vegetasjon og naturtyper på Sentral-Spitsbergen

Oppdraget for det overordnede tema «flora» gikk ut på å gi oversikt over eksisterende kunnskap om vegetasjon, naturtyper og sjeldne, sårbare og rødlistede plantearter og naturtyper i de enkelte verneområdene og mellomliggende arealer samt eventuelle fremmede arter. Det var i tillegg et punkt om en egen avgrensning av områder med tykke torvsavsetninger for nordre Isfjorden. I oppdraget ønskes også et økosystembasert perspektiv for deltemaene der det er mulig.

Kunnskapen blir presentert under følgende deltema: vegetasjon, naturtyper, rødlistede plantearter, fremmede plantearter. For tykke torvavsetninger finnes det ingen tilgjengelige arealdata for, slik at denne avgrensning mangler. Sammenstillingen er fokusert på karplanter. I tillegg til en generell kunnskapsstatus blir det for hver av deltemaene sammenfattet kunnskap om sensitivitet til påvirkningsfaktorer. Påvirkningsfaktorer som inkluderes der det er mulig er forstyrrelse ved tråkk, klima og værphenomen, og relasjoner med dyr i økosystemet herunder effekter av beite, næringstilgang og tråkk.

5.1 Metodikk og kilder

Som hovedregel er tidligere sammenstilt data (observasjoner eller kart) bearbeidet for presentasjon av kartfestet informasjon. Med dette menes at for eksempel for artsobservasjoner blir den tilgjengelige informasjonen fra Artsdatabanken brukt i kartfremstillingene. Sammenstillingene suppleres med andre kunnskapskilder. For deltema vegetasjon brukes et publisert vegetasjonskart (Johansen et al. 2009) med vegetasjonsklasser oppdatert ved forfatterne av det opprinnelige arbeidet (Hans Tømmervik, januar 2016). Data for påvirkningsfaktorer er hentet fra eksisterende databaser (ferdselsdatabase ved Sysselmannen på Svalbard, kolonidatabasen for sjøfugl ved Norsk Polarinstitutt), publiserte arbeider med heldekkende kartlag (habitatmodell for kortnebbgås, habitatmodell for svalbardrype) og fra nylig gjennomførte feltarbeid (forekomst av beitedyr i ulike lokaliteter og vegetasjonstyper, Virve Ravolainen og kollegaer, upubliserte data). Deler av denne sammenstillingen er foreløpige resultater fra et pågående Svalbards Miljøvernfond prosjekt ved Norsk Polarinstitutt. For detaljer av data og metodikk, se hver av deltemaene.

5.2 Generell kunnskapsstatus for planter på Svalbard

Forskning og kartlegging av planter i den sentrale delen av Spitsbergen har en historie som går tilbake til sent på 1800-tallet. Det har vært skrevet mye forskningslitteratur om planter på Svalbard, og mye av denne forskningen har vært gjort i områder i sentrale Spitsbergen som denne sammenstillingen omfatter. Søk i vitenskapsdatabasen «Web of Science» via referanseverktøyet EndNote med søkeordene «plant» og «Svalbard» blir 376 artikler funnet (artikler fra marine system og ellers åpenbart ikke relevante arbeider er fjernet).

Med en første gjennomgang av temaene i de vitenskapelig publiserte arbeidene ser vi at rundt 10 % av arbeidene kan kategoriseres som undersøkelser av utbredelsen eller taksonomien til plantene, mens omtrent 50 % av artiklene har en generell «økologi»-tilnærming. I denne kategorien er alle arbeider som ser på plantenes sammenheng med sine livsmiljø å gjøre inkludert, dvs alt av samspill mellom planter og det abiotiske og det biotiske miljøet er klassifisert til denne kategorien. Omtrent en fjerdedel av artiklene omhandler plantenes klimarespons i vid forstand (har sett på effekt eller sammenheng mellom planter og temperatur eller nedbør). Noe mindre, omtrent en femtedel av artiklene, berører beitedyr på en

eller annen måte. Ingen av artiklene har sett på kombinert effekt av flere beitedyr. Kun et par av artiklene har sett på effekt av menneskelig aktivitet på planter.

En mengde observasjoner fra ulike herbariedatabaser sammenfattes i Artsdatabanken sitt register. Den såkalte «grå» litteraturen med rapporter og eldre dokumentasjon på planter er også omfattende, som tidligere sammenstilling av kunnskapsstatus for planter i ulike deler av Svalbard har vist. I kunnskapsstatus for Sentral-Spitsbergen har vi ikke fokusert på å systematisk gjennomgå denne delen av litteraturen, men viser til relevante arbeider der det er hensiktsmessig (www.svalbardflora.no har en publikasjonsliste som inkluderer mye av den såkalte «grå» litteraturen). I perioden 2009-2015 har det foregått pilotstudier med formål å undersøke metoder for vegetasjonsovervåking. Resultater av disse pilotstudiene er nylig oppsummert. En kort gjennomgang av temaene sesonglengde og satellitbasert vegetasjonskart, varmekrevende planter i Colesdalen, studier av utvalgte plantesamfunn i Endalen og effekt av ferdsel på vegetasjon er gitt i Hansen og Ravolainen (2016).

5.3 Vegetasjon

5.3.1 Kilder, metode og datatilgjengelighet

For deltema vegetasjon er det gjort en avgrensning: Å fokusere på arealdekkende data. I denne kunnskapssammenstillingen var det ønskelig å se på vegetasjonen i sammenheng med forvaltningsbehov og samspill plantene har med resten av landøkosystemet.

Kunnskapsgrunnet for vegetasjon er generelt bra innen Sentral-Spitsbergen, men det finnes lite arealdekkende data. Det finnes lite stedfestet informasjon der det er gjort gjentakende studier av samme typen vegetasjon fra ulike lokaliteter. Gjentakelse av vegetasjonsbeskrivelser er viktig fordi i hovedtrekk lik vegetasjon på ulike steder blir påvirket av forskjellige faktorer og befinner seg i forskjellige økologisk sammenheng. Derfor bør man unngå å generalisere kunnskap fra kun en eller få lokaliteter, noe som har nylig blitt dokumentert med eksempel fra tundravegetasjon (Mörsdorf et al. 2015).

For vegetasjon på landskaps-skala har vi arealdekkende data fra et satellitbasert kart på 30 meter resolusjon (Johansen et al. 2012). Kartet brukes i denne rapporten med forenklete klasser. For en sammenstilling med felldata på beitedyrenes forekomst og overlappende områdebruk ble vegetasjonsklasser fra det satellitbaserte kartet slått sammen til færre grupper: mosetundra (med og uten sjøfuglkoloni), sparsomt vegetert, hei (der *Dryas octopetala* vegetasjon, vegetasjon dominert av *Saxifraga oppositifolia*, *Cassiope tetragona*, eller *Carex ruperstris* er inkludert). Skyggeområder som av tekniske grunner ikke er klassifisert er ikke tatt med. Denne forenklingen ble foretatt etter sammenligning av feltregistreringer av vegetasjonstyper med klasser angitt i det satellitbaserte kartet (Ravolainen et al. upublisert data). Det er ulike grunner til at feltregistreringer av vegetasjonstyper og klasser i det satellitbaserte kartet er ulike. Ofte har dette med kartets oppløsning å gjøre, eller den satellitbaserte tolkningen av vegetasjonsklasser har vært utfordrende. På stor romlig skala og sett på et overordnet nivå viser det nåværende vegetasjonskartet forskjeller i vegetasjon mellom ulike regioner på Svalbard, men bør brukes varsomt til studier av vegetasjon på mindre skala.

Kildematerialet for faktorer som påvirker vegetasjonen enkeltvis er relativt god og tilgjengelig. Vi har en del generell kunnskap om hva reinsdyr, gås, tråkk eller oppvarming av temperatur enkeltvis kan forårsake. Det er derimot veldig lite kunnskap om de kombinerte effektene av slike påvirkningsfaktorer. Dette er en naturlig konsekvens av at det er komplisert

å studere effekter av flere påvirkningsfaktorer, og viktig å være klar over i tolkning av resultater fra studier som har sett på effekt av en eller få påvirkningsfaktorer. I denne rapporten vises det noen foreløpige resultater fra arbeid som sammenfatter romlig overlapp av ulike beitedyr sett i ulike typer vegetasjon. Romlig overlapp er et første steg mot forståelse av kombinerte effekter av planter på beitedyrene og omvendt, men kan kun gi indikasjoner av årsak - virkning sammenhenger.

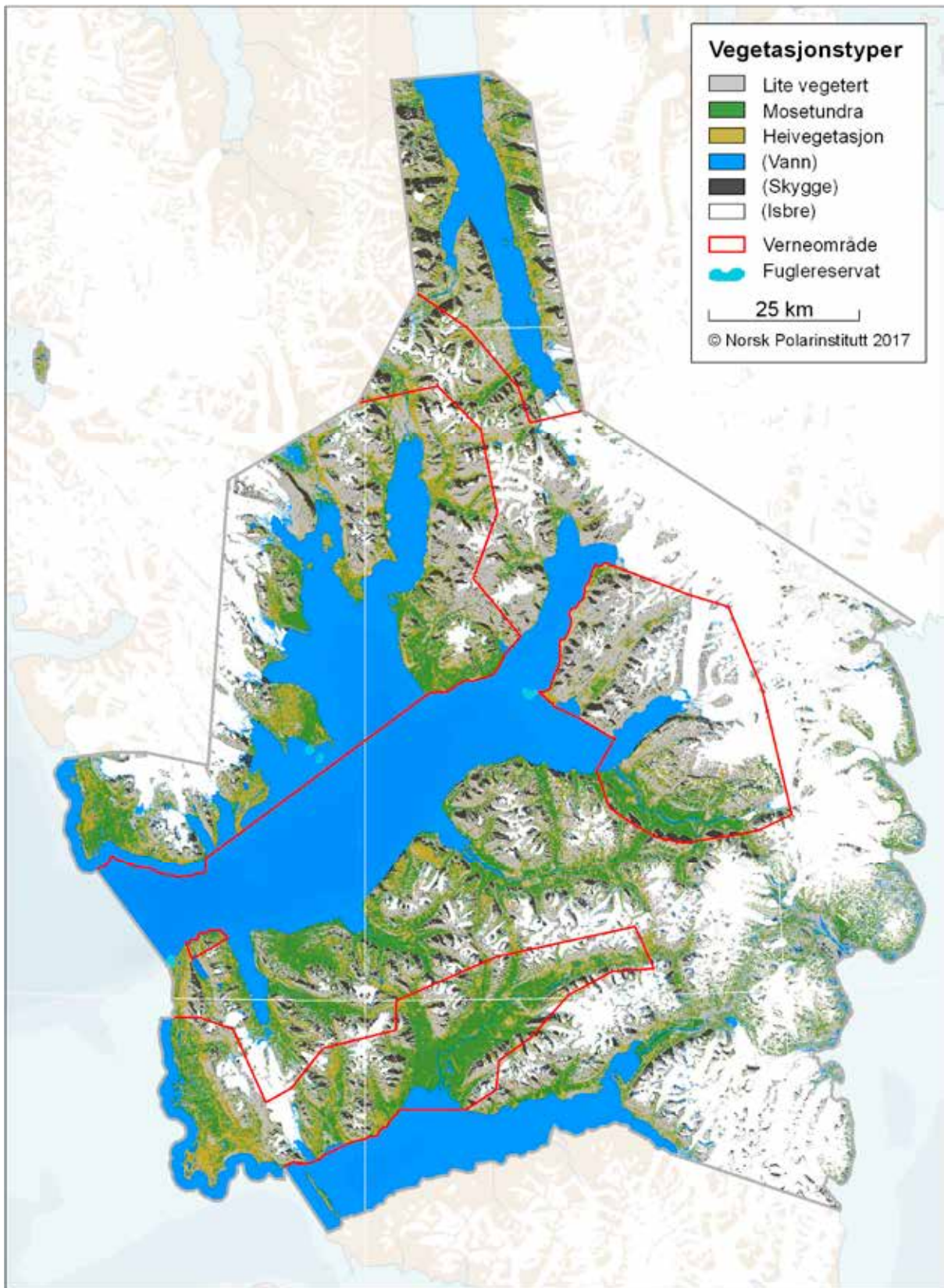
Vegetasjonsdata har i denne rapporten blitt satt sammen med arealdekkende områdebrukskart for beitedyr der slike finnes. For kortnebbgås finnes det et områdebrukskart som spesielt viser sannsynlighet for beiteaktiviteten på våren (Speed et al. 2009). På engelsk kalles denne beiteaktiviteten «grubbing», der gress fjerner næringsrike plantedeler under jorda eller under moseoverflaten. Dette resulterer i at mosedekke blir oppstykket og i ekstreme tilfeller dannes store flekker med bar jord. For svalbardrype finnes det et områdebrukskart som viser rypenes hekkeområder (Pedersen et al. 2017). For å oppsummere ny kunnskap om beitedyrenes områdebruk vises til et relativt stort antall feltregistreringer på beitedyrenes forekomst (Ravolainen et al, upubliserte data, se Figur 74 og Figur 75).

5.3.2 Fordeling av vegetasjonstyper

Innen Sentral-Spitsbergen finnes store områder med relativt høy primærproduksjon, særlig i bunnen av de store dalførene. Mer sparsommelige vegetasjonstyper, som arktisk ørken, er mer vanlig i høyder over 200 m (Elvebakk 2005, Johansen et al. 2012, Ims et al. 2014). Det finnes en del beskrivelser av vegetasjonen på Svalbard (for eksempel Eurola og Hakala 1977, Vanderpuye et al. 2002, Elvebakk 2005), se også tidligere i kapitlet, 5.2 «Generell kunnskapsstatus for planter på Svalbard». Disse beskrivelsene gir vanligvis ikke arealdekkende. Elvebakk (2005) presenterer et kart som viser vegetasjonsheter, men på en skala som passer til å se på hele Svalbard heller enn fordeling av vegetasjonstyper innen en region. De ulike plantenes utbredelse er også angitt for hver art i den nettbaserte Svalbardflora (www.svalbardflora.no).

Basert på vegetasjonskartet med 30 meter oppløsning ser vi at den aktuelle geografiske avgrensningen inneholder de mest vegeterte områdene på hele Svalbard (Figur 73, Johansen et al. 2012, Johansen og Tommervik 2014). Kateogriene er forenklet for denne rapporten.

Mosetundra inkluderer her alle de vegetasjonsklassene som i kartet er angitt med moser, gress, starr eller urteplanter som dominante, og inkluderer både mosetundra og våtmarker. Vegetasjonstyper er utfordrende og i noen tilfeller umulige å skille fra hverandre ved fjernmåling. Det er for eksempel ikke mulig basert på vegetasjonskartets klasser entydig å skille på våte og fuktige mosetundra typer, og det er heller ikke lett å entydig skille ut våtmark fra våte utforminger av mosetundra. Per i dag finnes det ikke et kartgrunnlag der en kan skille mosetundra med og uten påvirkning fra sjøfuglkolonier (se «Naturtyper» og «Sårbarhet av vegetasjon»). Derfor dekker klassen mosetundra i kartet stedvis store deler av dalbunnene, de flate flyene og de skråninger der vann og næringsstoffer er tilgjengelige. Den forenklede, brede mosetundra-klassen dekker 19 % av landarealet i den sentrale delen av Spitsbergen denne kunnskapssammenstillingen omfatter, i motsetning til kun 7 % av hele Svalbards landareal (uten Jan Mayen). Vegetasjonstypkartet fungerer som beskrivelse av relativ stor-skala variasjon i vegetasjonsdekke, hovedtype og produksjon, men bør ikke brukes som overvåkingsverktøy eller til nøyte avgrensninger av vegetasjonen innenfor lokaliteter.



Figur 73: Fordeling av vegetasjonstyper basert på kart laget på satellittdata (Johansen et al 2009). Regruppert.

I Wijdefjorden har det blitt beskrevet en spesiell type vegetasjon: høyarktisk steppe (Elvebakk og Nilsen 2002), men uten at vi har en nøyaktig arealavgrensning. Det er ukjent om andre områder kan ha tilsvarende vegetasjon (Nilsen og Elvebakk 2014), men det virker sannsynlig at det er helt spesielle forhold i Wijdefjorden som har forårsaket at denne vegetasjonstypen ble dannet.

5.3.3 Vegetasjonen i økosystemet

Vegetasjonen, og alle plantene som danner de ulike vegetasjonstypene er grunnlaget for en stor del av det landbaserte næringsnett. Plantene påvirkes av alle beitedyrene og av sitt abiotiske livsmiljø. I denne seksjonen omtales plantenes samspill med beitedyr, mens plantens forhold til klima, næringsstoffer og andre påvirkningsfaktorer er beskrevet under «Sårbarhet av vegetasjon». Det er viet relativt stor plass til beitedyrene i vegetasjonskapittelet fordi sammenhengene mellom plantene og beitedyrene er sterke og for å forstå plantenes forekomst, mengde og fremtidsutsikter trengs det en god kunnskap om disse sammenhengene.

Plantene som danner forskjellige vegetasjonstyper er veldig ulike med hensyn på deres rolle som en del av næringsnett. Overordnet sett er urteplantene og gress næringsrike og lett fordøyelige, mens noen av de vedaktige plantene (for eksempel kantlyng *Cassiope tetragona*) er lite fordøyelige og har lav grad av nytte som beiteplanter (også beskrevet under «Røddlistede plantearter»). Den vanligste dvergbusken, polarvier (*Salix polaris*) sine blad, knopper og greiner beites på av alle beitedyrene, og den har relativt høyere næringsinnhold enn for eksempel kantlyng, selv om den er noe mindre næringsrik enn for eksempel gressene. Dietten til både rype, gjessene og reinsdyrene er relativt bred, og de velger generelt sett de mest næringsrike plantene som er tilgjengelige til enhver tid. Selv om mye av det beitedyrene benytter seg av er karplanter, spiser både gås og reinsdyr en del ulike moser.

Hvordan plantene påvirkes av beitedyr er avhengig av mange ulike aspekter av deres samspill, inkludert beitedyrenes mengde, tid på året plantene beites på, og hvilke type dyr det er snakk om (for mer om beitedyrenes effekter på vegetasjon, se «Sårbarhet av vegetasjon»). For å få et fullstendig bilde av spillet mellom planter og beitedyr, trengs kunnskap om plantenes fordeling, mangfold og næringsinnhold, beitedyrens diett, områdebruk og forhold til hverandre, samt gode data på deres mengder. Det har vært gjort en del studier om plantenes samspill med et beitedyr av gangen (for eksempel Hansen et al. 2007, Speed et al. 2010), men vi vet lite om dyrenes samlede påvirkning. Som et første steg mot å kunne forstå forutsetninger for studier av mer enn et dyr av gangen, pågår det arbeid med å hente kunnskap om romlig overlapp av de ulike beitedyr (Norsk Polarinstitutt og Svalbard miljøvernfond (SMF) prosjekt, Ravolainen et al. upubliserte data).

Telling av dyrenes feces (pellet-tellinger) kan brukes for å kartlegge variasjon i beitedyrenes mengder. Felldata viser at mens det er en del variasjon i mengde feces etter beitedyr i ulike lokaliteter rundt Isfjorden, er det en høy andel av analyseflater som har feces etter rein, gås eller begge dyrene (Figur 74, Ravolainen et al SMF 15/20, upubliserte data). Metodikken i disse tellingene tillater ikke å lage arealdekkende kart på dyrenes mengder, og feces over flere år er tatt med i tallene. For mer nøyaktig forståelse av for eksempel bestandsdynamikk trengs det annen metodikk (som bestandstillinger, se kapitlene om reinsdyr, rype, og gås), men foreløpige data viser med all tydelighet at tundraen på Svalbard generelt er et «beitelandskap». Reinsdyr og gås er så godt som allestedsværende, og en del av funksjonen til

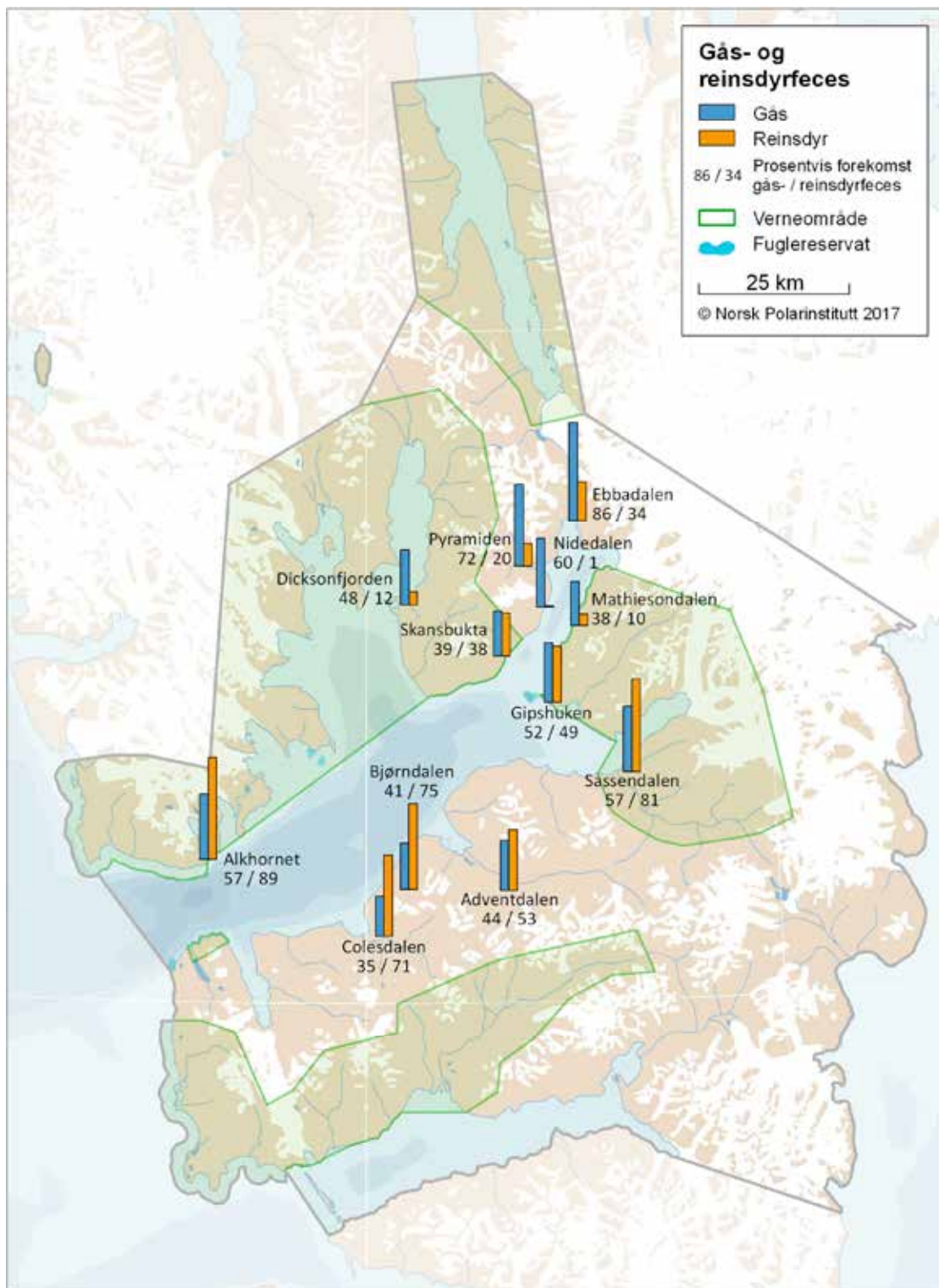
landøkosystemet. For rype er tetthetene for lave til at romlig fordeling kan fanges opp av fecestellinger (Ravolainen et al. SMF 15/20 upubliserte data).

Det er gjort en del områdebruk-studier for rype (Pedersen et al. 2017) reinsdyr (se kapittel om rein) og gås (Speed et al. 2009). Disse har alle gitt verdifull informasjon om de enkelte dyreartene, og om hvilken type vegetasjon dyrene bruker. Foreløpige resultater på beitedyrenes forekomster kombinert med satellittbasert vegetasjonskart viser som forventet at ikke all vegetasjon er like viktig for dyrene. Figur 75 kombinerer informasjon fra to ulike feltkampanjer på vestkysten av Spitsbergen. Første året (Figur 75A) ble generell informasjon fra mange ulike landskapsdeler innhentet, og andre året (Figur 75B) ble det fokusert på forskjellen mellom mosetundra med og mosetundra uten påvirkning fra sjøfuglkolonier. Vegetasjonstypene er gruppert i veldig overordnede grupper av metodiske årsaker, men resultatet viser et overordnet mønster.

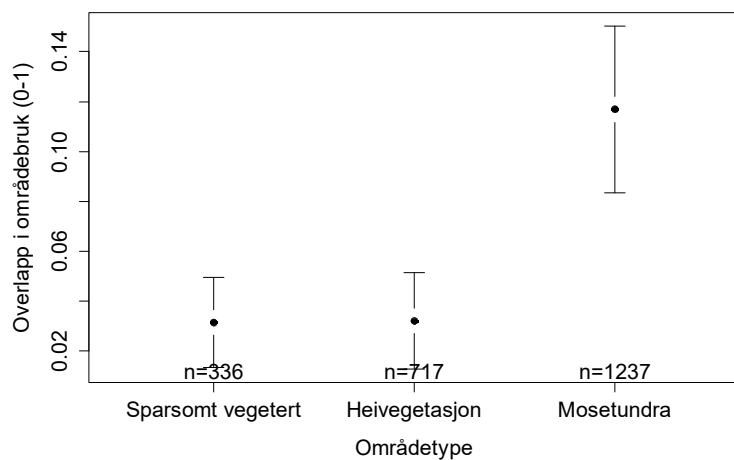
De foreløpige resultatene tyder på at reinsdyr og gås har et større romlig overlapp i mosetundra enn i de mindre produktive vegetasjonstypene (Figur 75A). Dette tyder på vegetasjonstyper med moser, gress og urter er viktige for både reinsdyr og gås. Det kan også indikere at denne type vegetasjon har et større beitetrykk enn de øvrige. Beitetrykk bør dog alltid ses i sammenheng med mer nøyaktige beskrivelser av hvilke plantearter som inngår i vegetasjonen og hvordan for eksempel fuktighetsforhold og substrat er. Disse foreløpige resultatene kan ikke brukes til å tolke tidsmessig overlapp i reinsdyr og gås.

Mosetundra forekommer på steder med rikelig med fuktighet, gjerne i svakt til nokså hellende terreng, og uten for stor drenering i substratet, og med eller uten påvirkning fra sjøfuglkolonier (<http://www.naturtyper.artsdatabanken.no/#/Hovedtype/Mosetundra/75>). Plantelivet ved enkelte sjøfuglkolonier har blitt beskrevet tidligere (for eksempel i Euroala og Hakala 1977, Odoz 1994), og fra Hornsund har man en sterk indikasjon på at mosetundra under fuglefjell kan være viktigere for beitedyrene enn deres ofte begrensede areal skulle tilsi (Jakubas et al. 2008). Systematiske undersøkelser om mosetundra med og uten sjøfuglpåvirkning er ulike med tanke på forekomst av reinsdyr og gås har manglet. De første foreløpige resultatene fra pågående arbeid (Ravolainen et al. SMF 15/20, upubliserte resultater; Figur 75) tyder på at nettopp sjøfuglpåvirket mosetundra er viktig for både reinsdyr og gås siden romlig overlapp for disse artene er mye høyere der enn i mosetundra uten sjøfuglpåvirkning. Flere av de større og mindre fuglekoloniene (for eksempel Alkhornet, Tschermakfjellet, Diabas) i Isfjorden inngår i datamaterialet.

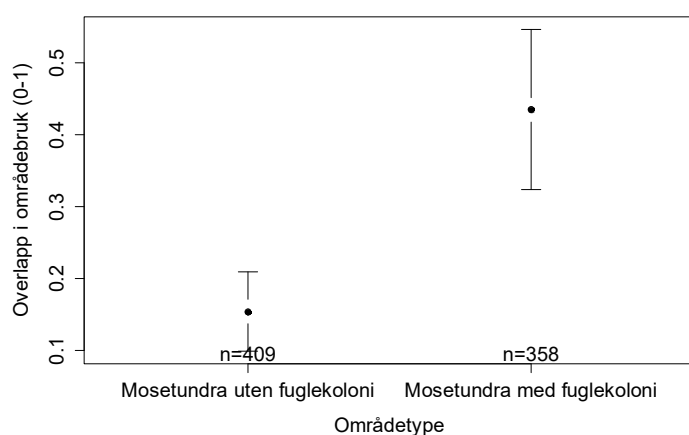
De endelige resultatene vist temavis i Figur 75 A og B avventer videre analyser, men de første resultatene tyder på at mosetundra, både med og uten sjøfuglpåvirkning, er nøkkelhabitater for å forstå samspillet mellom mange ulike planter og de mest vanlige beitedyrene.



Figur 74: Andel av analyseflater med gås og reinsdyr-feces telt i felt (Ravolainen et al. upbuliserte data). Figuren viser at i mange av lokalitetene har halvparten av analyseflatene feces etter beitedyr (et stort antall 1 m² kvadrater fra hver lokalitet). Totalt areal der tellinger ble utført er omtrent 2000 m².

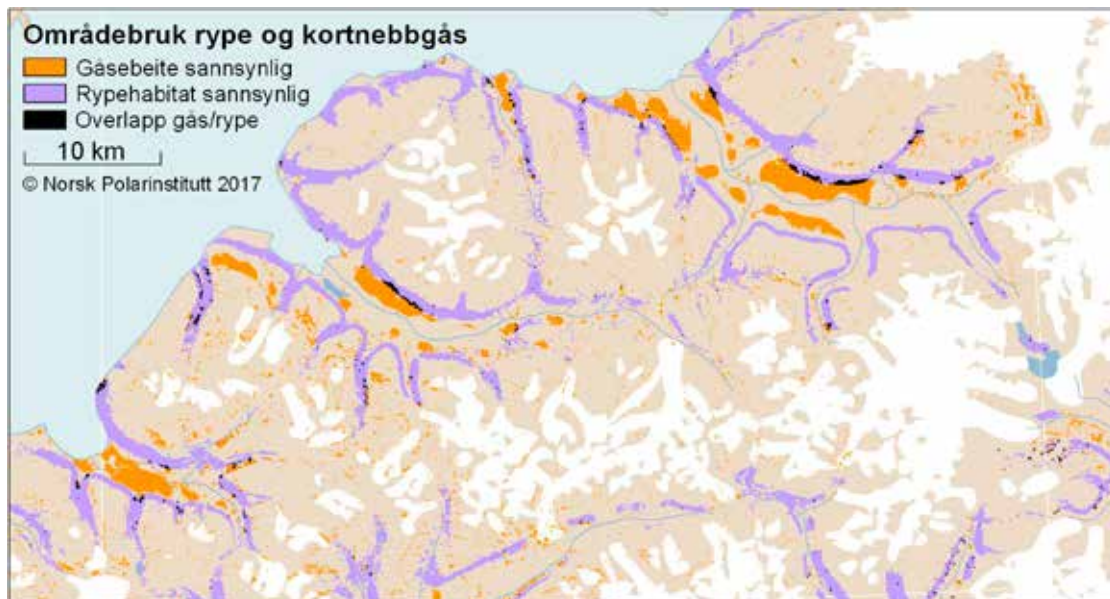


A.



B.

Figur 75 A. **Overlapp i områdebruk for gås og reinsdyr i ulike typer overordnede vegetasjonskategorier**, (Ravolainen et al. upbuliserte data). Feces (telt i felt; små analyseflater som forklart i figur ovenfor) er her vist fordelt i ulike vegetasjonstyper gitt av vegetasjonskartet (Johansen et al. 2012). Vegetasjonstypene har blitt gruppert av metodiske årsaker. Antallet gitt av «n=x» henviser til antallet små kvadrater feces ble telt i en kartlegging sommeren 2015. «Sparsomt vegetert» henviser til alle klassene som ikke har kontinuerlig vegetasjonsdekke. «Heivegetasjon» inkluderer vegetasjon dominert av *Dryas octopetala* vegetasjon, *Saxifraga oppositifolia*, *Cassiope tetragona*, eller *Carex rupestris* og «mosetundra» inkluderer i A alle klassene som omtales med mosetundra eller våtmark fordi avgrensninger i kartet tillater ikke å skille entydig på våt og fuktig mosetundra, og heller ikke mosetundra med og uten sjøfuglpåvirkning. **B. Overlapp i områdebruk for gås og reinsdyr spesifikt for mosetundra med og uten påvirkning fra sjøfuglkoloni.** I en kartlegging sommeren 2016 ble det telt feces spesifikt i disse to overordnede mosetundra-typer. I data som inngår i figur B ble vegetasjonstype registrert i felt, noe som tillater å skille på fuglepåvirket og ikke-fuglepåvirket mosetundra.



Figur 76: Eksempel på foreløpige resultater fra en analyse for overlapp i områdebruk for rype og kortnebbgås, (Ravolainen et al., upubliserte data). Områdebrukskart for kortnebbgås (beiteaktivitet tidlig i sommersesongen; Speed et al. 2009) og rype (habitat for reproduksjon; Pedersen et al. 2017) er lagt opp på hverandre og en enkel analyse av områdenes egnethet for de to ulike plante-spisende fugleartene er vist med farger. Oransje viser 50 % eller mer sannsynlighet for kortnebbgås beiteaktivitet og lilla viser 50 % eller mer sannsynlighet for god habitat for rypereproduksjon. Svart er områder der begge har 50 % eller mer sannsynlighet for godt habitat.

De første foreløpige resultatene fra en analyse av romlig overlapp for gås og rype, basert på publiserte områdebrukskart (Speed et al. 2009, Pedersen et al. 2017) tyder på at deler av landskapet er viktige for både rype og for gås (Figur 76, Ravolainen et al. upubliserte data, SMF 15/20). I utgangspunktet har kortnebbgås og rype nokså ulik biologi for eksempel med tanke på primærområder for beiting. Gås benytter seg i større grad av våtmarker, men bruker i stor grad fuktig mosetundra og i økende grad vegetasjon lenger opp i terrenget (Pedersen et al. 2013, Anderson et al. 2016) der den kan tenkes å overlape med rype. En ser også fra de første foreløpige resultatene (Figur 76) at deler av det høyereliggende terrenget der kortnebbgås har høy sannsynlighet for beiteaktivitet er også viktig for rypene. Videre analyse og tolking av resultater i forhold til vegetasjonsklasser er under arbeid.

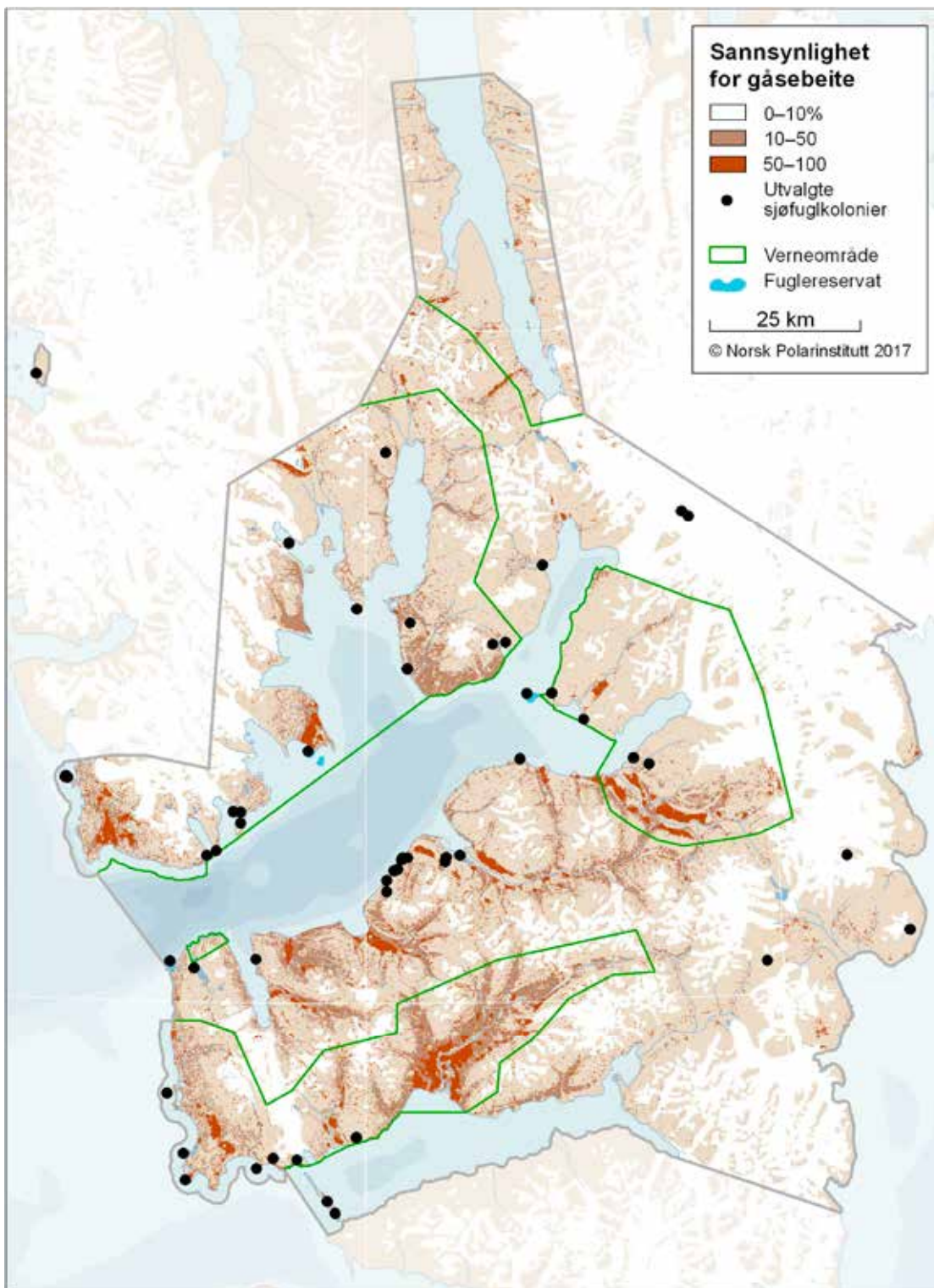
Samlet sett ser vi fra de foreløpige resultatene av beitedyrenes områdebruk at mosetundra (både med og uten sjøfuglpåvirkning) er en viktig vegetasjonstype å fokusere på når det gjelder forståelse av samspillet mellom ulike planter og beitedyrene. Det er vanlig i andre tundraområder at den relativt sett mest produktive vegetasjonstypen med et høyt mangfold av plantearter også er viktig for en rekke arter i resten av økosystemet (den Herder et al. 2008, Ehrich et al. 2012, Ims og Henden 2012, Bråthen og Ravolainen 2015), og frodig mosetundra ser ut til å fylle en tilsvarende funksjon på Svalbard. Også mange av de rødlistede planteartene finnes i frodig mosetundra (se kapittel om «Rødlistede plantearter»).

5.3.4 Vegetasjonens sårbarhet – plantenes relasjon til påvirkningsfaktorer

Sårbarhet forstås ofte i en nokså bred forstand som sannsynligheten for at en effekt oppstår som følge av en gitt påvirkning. Den økende menneskelige aktiviteten har naturligvis gitt et økende fokus på sårbarheten av vegetasjon i forhold til ferdsel (Hagen et al. 2014). Mengdene og forekomster av vegetasjon eller planter et gitt sted er likevel alltid betinget av summen av mange påvirkningsfaktorer. Plantenes sårbarhet bør forstås i forhold til de påvirkningsfaktorene man med dagens kunnskap forventer å være viktigst: klimatiske forhold, næringstilgang, beite og annen aktivitet av beitedyrene, tråkk, endringer i plantenes relasjon til hverandre og etablering av nye plantearter.

Plantenes vekst er sterkt koblet til klimatiske forhold på Svalbard. Vekstsesongens lengde (oppsummert i Hansen og Ravolainen 2016), historiske årringer i dvergbusker (Buchwal et al. 2013) og biomassen over bakken følger variasjoner i sommertemperaturer i mange ulike plantearter (van der Wal og Stien 2014). Dette gjør at vi kan konkludere med at mengden planter på et gitt sted varierer med sommertemperaturen. Samtidig vil ikke nødvendigvis vegetasjonstypen endres raskt som følge av klimaoppvarmingen. Mange av plantesamfunnene på Svalbard vokser sakte, og består av gamle individer som har en vid toleranse for temperaturer. Relativt saktevoksende plantesamfunn har for eksempel ikke endret seg i Billefjorden siden 1930-tallet (Klimesova et al. 2012a, Klimesova et al. 2012b). Basert på et bredt utvalg lokaliteter og studier kan man forvente at de vegetasjonstypene som har raskt voksende planter (som urter og gress) kan øke i mengde raskt, gitt at nok næring og vann er tilgjengelig (se for eksempel Elmendorf et al. 2012). På Svalbard er mosetundra i ulike utforminger den vegetasjonstypen som er mest utbredt av slike arter. Mosetundra er mange steder gjødslet av sjøfugl. Der sjøfugl ikke forekommer, er sirkulering av næringsstoffer hurtig som følge av aktivitetene til reinsdyr eller gjess (Eurola og Hakala 1977, Odasz 1994, Vanderpuye et al. 2002, Sjogersten et al. 2010, Zwolicki et al. 2016). Plantene i mosetundra, og vegetasjonstypen som helhet, har større forutsetninger til å kunne øke i mengde eller produksjon gitt varmere sommertemperaturer enn de andre vegetasjonstypene. Næringstilgangen kan dog endres over relativt korte tidsvinduer siden bestandene av både sjøfugl, reinsdyr og gjess er dynamiske. Nettoeffekter av endring i næringstilgang, temperaturer og beitedyrenes aktivitet på de ulike planteartene eller vegetasjonstypene er ikke kjent.

Mosedominert vegetasjon er sårbar for tråkk, selv om vekstforholdene for mange planter er gode (Hagen et al. 2014). Tråkk og annen forstyrrelse som stykker opp mosedekket kan oppstå som følge av ferdsel eller dyrenes aktiviteter. Også jordprosesser som jordflyt, økende dybde av tint jord om sommeren (dyptliggende permafrost) og økende sommernedbør kan føre til ustabil substrat og oppstyking av vegetasjondekket i mosetundra. Det er sjelden at noen av disse påvirkningsfaktorer forårsaker store arealer med oppstykket vegetasjonsdekke, men samlet sett kan småskalaforstyrrelser dekke en stor del av landskapet (Ravolainen, personlig medd.). Det eneste studiet som har undersøkt arealdekkende sannsynlighet for forstyrrelse som forårsaker små- til mellomskala åpning av mosedekket er studien om beiteaktiviteten til kortnebbgjess i tidlig sesong (Speed et al. 2009). Som Figur 77 viser, er en stor del av de vegeterte arealene påvirket av gjess. Det er stor variasjon i graden av forstyrrelse, og graden av forstyrrelse er i endring ettersom som gåsebestanden er høy og snøsmeltingstidspunktene endrer gjessenes områdebruk tidlig om sommeren (Pedersen et al. 2013). Nettoeffekten av de ulike faktorene som kan forårsake oppstyking av vegetasjondekket i fuktig mosetundra, er ikke kjent.



Figur 77: Sannsynlighet for beiteaktivitet fra kortnebbgås (Speed et al. 2009) og forekomst av sjøfuglkolonier med større antall fugl som forårsaker gjødslingseffekt på vegetasjonen. Figuren viser at størsteparten av det vegeterte arealet er i større eller mindre grad påvirket av beiting fra kortnebbgås, og spesielt deres aktivitet tidlig i sommersesongen der de stykker opp mosedekket og trekker opp hele planter. Viktigheten av fugleffjellspåvirket vegetasjon i kystnær tundra illustreres av de mange sjøfuglkoloniene. Se Figur 75 for den sannsynlige rollen fugleffjellsvvegetasjon har for spillet mellom beitedyr og planter. Det finnes per i dag ikke kartdata for å vise fugleffjellspåvirket vegetasjon, men lokalitetene med koloniene gir en indikasjon.

I motsetning til hvor sakte vegetasjonstypene ser ut til å respondere på trender i klima, har man klar dokumentasjon på at beitedyr raskt kan endre høyarktisk vegetasjon. Dokumenterte effekter inkluderer biomasse-endringer og total omvelting i hvilke typer planter som er vanlige, for eksempel moser, dvergbusker eller gress (van der Wal 2006, Speed et al. 2010). Som nevnt ovenfor, påvirkes fordelingen av næringsstoffer gjennom plantene av beitedyr (Sjogersten et al. 2010). Ingen studier i høy-Arktis har til nå dokumentert den samlede effekten av flere beitedyr samtidig. Veldig få eksperimenter har hatt som mål å skille effekten av klima og effekten av beitedyr (Post og Pedersen 2008, Olofsson et al. 2009) og ingen av disse er fra høyarktiske områder. De forventede responsene av ulike planter på beite har også blitt oppsummert i nylige kunnskapssammenstillinger (Ims og Ehrich 2013, Ims et al. 2014, von Quillefeldt og Øseth 2016). Flere forventede klimadrevne effekter av beitedyr på planter, og de ulike plantegrupperes respons på endringer i forvaltning, beite og klima er summert i vitenskapsplanen til COAT – Climate-ecological Observatory for Arctic Tundra (Ims et al. 2013), se også www.coat.no.

Sårbarhet i forhold til menneskelig ferdsel er avhengig av helning, substrat, fuktighet, samt slitestyrken og gjenvekstevnen av vegetasjonen (Hagen et al. 2014). Generelt vil vegetasjon med høyt innslag av gressarter tåle trakk bedre enn vegetasjon sammensatt av de andre plantegruppene. Fast, grovkornet substrat er mer slitesterkt enn fint substrat.

Vegetasjonsenheter der vurderinger av sårbarhet er gjort, og oppsummering av gjenvekst og slitestyrke er gitt i Tabell 13.

Tabell 13: Tabellen oppsummerer i stikkordsformat vurderinger gjort for sårbare vegetasjonsenheter i Hagen et al. (2014). I kolonnen «merknad» er det gitt en generell vurdering av hvor mange ulike plantearter (hovedsakelig karplanter) de ulike typene er viktige for.

Vegetasjonsenhet	Slitestyrke	Evne til gjenvekst	Merknad
Eksponert rabb	Dårlig på fint substrat	Svært dårlig	Habitat for få planter
Bratt skråning med fint substrat	Dårlig på fint substrat	Dårlig	Habitat for få planter
Brink eller bratt skrent	Dårlig på fint substrat	Dårlig	Habitat for få planter
Sammenhengende lyngvegetasjon	Relativt bra	Dårlig	Habitat for relativt få planter (kantlyng)
Fuktig område med vegetasjonsdekke	Dårlig, spesielt i skråning	Relativt bra men forverres av erosjon	Habitat for mange planter
Spredt vegetasjon på fint substrat	Dårlig på fint substrat	Svært dårlig	Habitat for relativt få planter
Bratt skråning med frodig vegetasjonsdekke	Dårlig, fare for erosjon	God men tar lang tid	Habitat for svært mange planter
Ubeita vegetasjon på grunnlendt mark	Dårlig	Sakte gjenvekst	Habitat for relativt få planter, typen er sjelden

I mange tilfeller vil vegetasjon på fint substrat og/eller i skrånende terreng være mest sårbart for trakkskader og i noen tilfeller påfølgende erosjon. Også fuktig og våt vegetasjon vil være sårbart for trakk, særlig i hellende terreng. En kan merke seg at kategoriene «fuktig område med vegetasjonsdekke» (gjerne ulike typer mosetundra med moser, gress, eller blanding av andre artsgrupper) og «bratt skråning med frodig vegetasjonsdekke» (oftest knyttet til fuglefjell) har dårlig slitestyrke og er habitat for et høyt antall planter. I disse typene kan gjenveksten etter moderat slitasje være relativt god, gitt fortsatt tilgang på fuktighet og

næring. Er vegetasjonsdekket ødelagt er det fare for erosjon og gjenveksten vil gå sakte, selv om den kan være raskere enn i de tørrere typene.

Det er ikke mulig å lage arealspesifikke fremstillinger av sannsynlig sårbarhet for de ulike vegetasjonstypene med dagens datagrunnlag. Kartfesting av vegetasjonens sårbarhet vil i mange tilfeller forutsette feltbefaringer.

Det er gjort en rødlistevurdering av naturtypene i Norge (se «Naturtyper»), og fugle fjellsvegetasjon, inkludert mosetundra, er kategorisert som nært truet naturtype. Basert på mosedekkets sårbarhet for tråkk og annen forstyrrelse vil slik vegetasjon kunne være sårbar for fremtidige endringer i miljøet (kategori «bratt skråning med frodig vegetasjonsdekke» i Tabell 13). Dette balanseres av at mange av plantene i mosetundra under sjøfuglkoloniene har gode forutsetninger til relativt rask vekst og reproduksjon, særlig gjelder dette urter og gress. Vegetasjon under fugle fjellene er, avhengig av næringsinnhold i jorda og terrenget, hovedsakelig av to typer: mosedominert eller gress- og urtedominert. Hvilken av disse typene som dominerer de ulike stedene per i dag, er ikke kjent.

Mosetundra generelt (innen kategori «fuktig område med vegetasjonsdekke» i Tabell 13) er en viktig vegetasjonstype siden både klima og landøkosystemets andre arter er i en dynamisk utvikling. Mosetundra har høy produksjon og stort mangfold av ulike arter, inkludert en del rødlistede planter (se «Rødlistede planter»). Mosetundra som landskapsdel grenser til viktige hekkehabitat for rype og kortnebbgås, og inneholder en mengde beiteplanter som er livsviktige for alle beitedyrene. I mosetundra er det stort potensiale for endringer forårsaket av klima, beitedyr og/eller innkomst av fremmede plantearter (se «Fremmedarter»), og mer lokalt av tråkk.

Dilemmaet med å studere effekter av menneskelig ferdsel og tråkk er at en kan tydelig se effekten av tråkk først etter at forstyrrelsen er relativt omfattende. Effektstudier av tråkk ved dyr og tråkk ved mennesker har vært gjort, men det synes ikke å være kombinert med å måle forskjellen mellom disse to. Målinger på steder med en høy belastning av besøkende sammenlignet med steder som har lavere belastning av besøkende kan være en mulighet til å skaffe mer kunnskap om hvilken grad av ferdsel som har effekt på vegetasjon. Målingene bør i så fall settes opp slik at antall mennesker og mengde beitedyr og deres påvirkning kan kvantifiseres lokalt på målestasjonene.

5.4 Naturtyper

5.4.1 Kilder, metode og datatilgjengelighet

Naturtyper i Norge (NiN) er en metodikk for å beskrivelse naturtyper gitt all variasjonen i naturen (<http://www.artsdatabanken.no/Pages/3>). I NiN versjon 2.0 finnes det beskrivelser som passer til naturtypene på Svalbard, mens kartleggingen av naturtyper Svalbard har så vidt begynt. Poller og laguner er et av få eksempler der kartfestet informasjon om naturtyper er samlet (Haug og Myhre 2016). Mange av beskrivelsene i NiN er relevante for Svalbard og inkluderer kunnskap om Svalbard. I landøkosystemet gjelder dette særlig natursystemene «fastmarkssystemer» og «våtmarkssystemer». Innen fastmarkssystemene er det mange relevante hovedtypegrupper, som for eksempel «fjellhei, leside og tundra», «snøleie», «mosetundra», «fugle fjelleng og fugletopp», «arktisk steppe», «oppfrysningsmark», «polarørken». Innen våtmarkssystemer er relevante hovedtypegrupper blant annet «arktisk permafrostvåtmark». Flere av Svalbards naturtyper (hovedtyper) er vurdert som sjeldne eller truede, og er på en rødliste over naturtyper (Lindgaard og Henriksen 2011). De terrestriske,

høyarktiske, rødlistede naturtypene er: Arktisk permafrost-våtmark, avblåst normal arktisk steppe, fattigmyr, fugle fjell, polarørken og varm kilde (sistnevnte ikke innen den aktuelle avgrensningen). På Artsdatabanken sin nettside oppdateres beskrivelser fortløpende: <http://www.artsportalen.artsdatabanken.no/#/RodlisteNaturtyper/Vurderinger/> .

Arktisk permafrost-våtmark er den våteste utforming av våtmarker med grunnest permafrost, og beskrevet ved forekomst av planter som tåler disse spesielle vann- og temperaturforholdene. Lokalitetene er som oftest små, integrert i landskap av myr og mosetundra, eller langs grunne dammer. Det er ikke mulig å kartlegge arktisk permafrost-våtmark basert på p.t. tilgjengelige fjernmålingsdata og det finnes ingen tilgjengelige arealfestede kart, men det skal finnes arktisk permafrost-våtmark i noen av de store dalførene på Nordenskiöld Land (pers.komm. Arve Elvebakk UiT). Fattigmyr er en annen myrtype som kan forekomme i de store dalførene, men det finnes ikke arealbefestede data for denne myrtypen heller.

Arktisk steppe er en spesiell naturtype som utvikles ved kalde og tørre forhold. Høyarktisk steppe (Elvebakk, Nilsen, upublisert rapport) har blitt publisert for Wijdefjorden, der omtrentlige arealer er angitt, og det er diskutert om slik steppe kan finnes i Sassendalen (Nilsen og Elvebakk 2014). Polarørken er også på rødlisten over naturtyper, og er en gold naturtype i de høyereliggende delene av den aktuelle geografiske avgrensningen. Polarørken er definert av kornstørrelse på substratet og spredte planteforekomster, og er ikke mulig å kartfeste med dagens datagrunnlag.

Fugle fjell er en naturtype som på Svalbard er definert av stor påvirkning fra kolonihekkende sjøfugl. Utbredelse av naturtypen er i grove trekk kjent gjennom Sjøfugldatabasen (se kapitlet om fuglene), mens det gjenstår å arealfeste alle koloniene (pers.medd. H. Strøm og S. Descamps, Norsk Polarinstitutt). Det utvikles spesielt frodig vegetasjon under fugle fjell, men variasjonen som finnes i vegetasjonen i tilknytning til sjøfuglkolonier er ikke beskrevet innen den aktuelle geografiske avgrensningen for denne rapporten. For mer om fugle fjell og betydning av vegetasjonen under fugle fjell, se «Vegetasjon» og «Rødlistede planter».

Det eksisterende vegetasjonskartet kan ikke skille på naturtypene, og beskrivelser etter NiN-systemet er avhengig av feltarbeid. Det er ikke mulig per i dag å sammenstille de ulike naturtypenes areal, men gitt beskrivelsene er det sannsynlig at alle overnevnte naturtypene finnes, og til dels er vanlige, innenfor den aktuelle geografiske avgrensningen. Det er begrenset med kunnskap om naturtypenes rolle i henhold til struktur og funksjon av landøkosystemet, men se Vegetasjon for kunnskap om betydning av frodig fugle fjellsvegetasjon. I beskrivelsene av de rødlistede naturtypene i NiN-systemet er det noen betraktninger om de ulike naturtypenes sårbarhet.

5.5 Rødlistede karplanter

5.5.1 Kilder, metode og datatilgjengelighet

Status på informasjon for rødlistede plantearter er oppsummert i et utkast til Rødlistede arter på Svalbard («Rødlistearter på Svalbard: helhetlig strategi for kunnskapsinnhenting», Norsk Polarinstitutt, upublisert). Et stort flertall av planteartene er på rødlisten basert på et kriterium om små bestander. I perioden 2006-2010 ble det gjort en endring i kategori for 16 av 54 vurderte taksa, noe som er et eksempel på at kunnskap om populasjonsstørrelser er dårlig. Forslagene til tiltak i strategiutkastet er også knyttet til kartlegging: i) Sammenstille kunnskapsstatus om genetisk diversitet og genetisk artstilhørighet for rødlistede arter; ii)

Gjøre en analyse av vegetasjonskart/eksposisjon for å finne sannsynlige/potensielle nye lokaliteter for aktuelle arter; iii) Prioritere aktuelle arter og velge ut potensielle områder basert på artsutvalget, og iv) Evaluere behovet for å etablere overvåking av bestandsstørrelse på utvalgte lokaliteter, i tillegg til eksisterende overvåking.

Alle koordinatfestede registreringer av rødlistearter fra «Norsk rødliste for arter 2015» (Henriksen og Hilmo 2015) fra Artskart ble hentet ut. Listen over alle koordinatfestede karplante-registreringer fra Artskart ble filtrert med sårbarhetskategoriene (RE regionalt utdødd, CR kritisk truet, EN sterkt truet, VU sårbar, og NT nær truet). I tillegg ble det gjort enkeltsøk i Artskart på latin og norsk for de artene på rødlisten som ikke hadde observasjoner etter filtreringen av karplantelisten. Det var noen registreringer i Artskart av arter som ikke opptrer i listen «Norsk rødliste for arter 2015», disse ble tatt ut. Datasettet hadde 3896 registreringer for hele Svalbard, og etter å ha fjernet de som var utenfor det aktuelle geografiske området ble 2461 observasjoner av rødlistede planterarter igjen.

En del koordinater er unøyaktige av ulike grunner, og det var ikke innenfor rammen av denne kunnskapssammenstillingen å korrigere disse. Koordinater som åpenbart var feil ble ikke tatt med i kartene (for eksempel de som tydelig ligger i sjøen, ved gjennomgang på skala 1:100.000). Disse 81 registreringene er stort sett gamle, men noen er av nyere dato. Det kan også være tilsvarende unøyaktighet i koordinatene på land, og kartene bør ses på som en oversikt og ikke som en detaljert informasjon om absolutte forekomster (se lenger ned om strategien for rødlistearter).

For å kunne presentere antall rødlistede plantearter på en meningsfylt måte var det behov for arealfestede «lokaliteter». Det er ingen naturlige avgrensninger som kunne brukes for å gi antall arter/areal. Derfor ble det laget sirkler som alle har lik størrelse (radius 3.5 km; detaljeforklaring i datatabell ved Polarinstituttet/Sysselmannen). Antall arter per sårbarhetsgruppe er oppsummert for hver sirkel.

Det er vurdert 487 arter for Rødliste 2015 (Henriksen og Hilmo 2015), og 177 av disse er karplanter. Innen den geografiske avgrensningen til denne kunnskapsgjennomgangen blir 56 arter oppgitt med rødlistestatus (<http://artskart.artsdatabanken.no/default.aspx>, søk 27.10.2016). Ved summering av antall arter i kart er alle registreringene fra søket i Artskart tatt med.

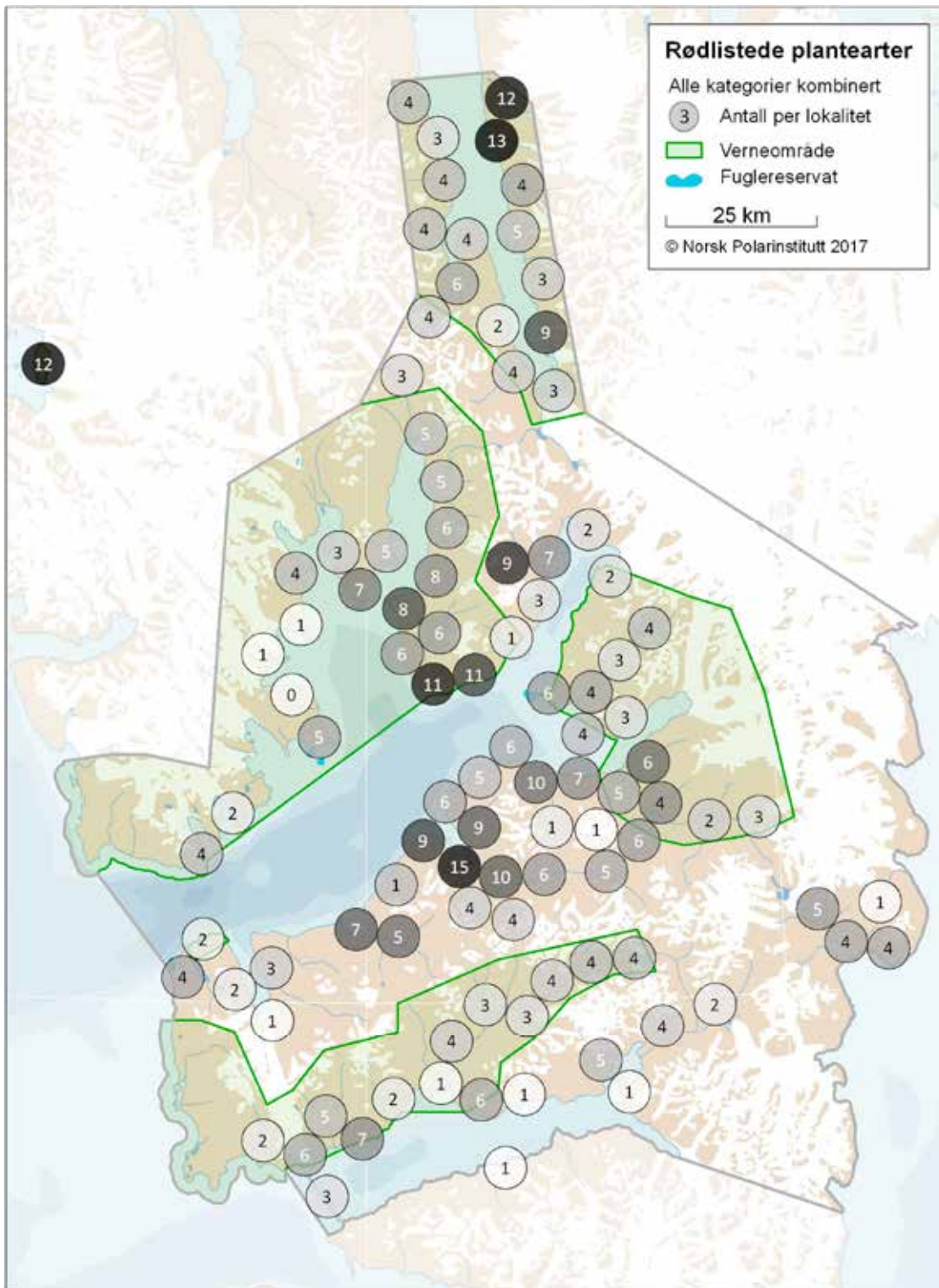
5.5.2 Rødlistearter i området Sentral-Spitsbergen og Ossian Sars naturreservat

Fordelingen av rødlistede plantearter innen den aktuelle geografiske avgrensningen er ujevn (Figur 78). Dette gjenspeiler sannsynligvis vekstforhold på de ulike stedene, kravene til de ulike planteartene, men kanskje også besøkhypphet av botanikere. Som et eksempel har områdene rundt Adventfjorden lenge vært tilgjengelige og ofte et startpunkt for annet arbeid når botanikere har besøkt Svalbard. Det er heller ikke utenkelig at steder som tidlige botanikere som Hanna Resvoll-Holmsen besøkte, der det også er mulighet for ilandstigning eller opphold i hytte (for eksempel Kapp Thordsen og Svenskehuset), har blitt besøkt på nytt delvis som et resultat av allerede eksisterende observasjoner. For eksempel er det 24 lokaliteter med observasjoner av rødlistearter allerede i perioden 1869-1920, og disse inkluderer noen av de lokalitetene med høyest antall rødlistede plantearter (rundt Adventfjorden, Kapp Thordsen, Svenskehuset og Colesdalen). Noen av lokalitetene blir «oppdaget» senere. Ossian Sars-fjellet, som har et høyt antall rødlistearter registrert, har første observasjon fra 1969. Flatøyrdalen og Ringhorndalen med sine høye antall rødlistearter kom

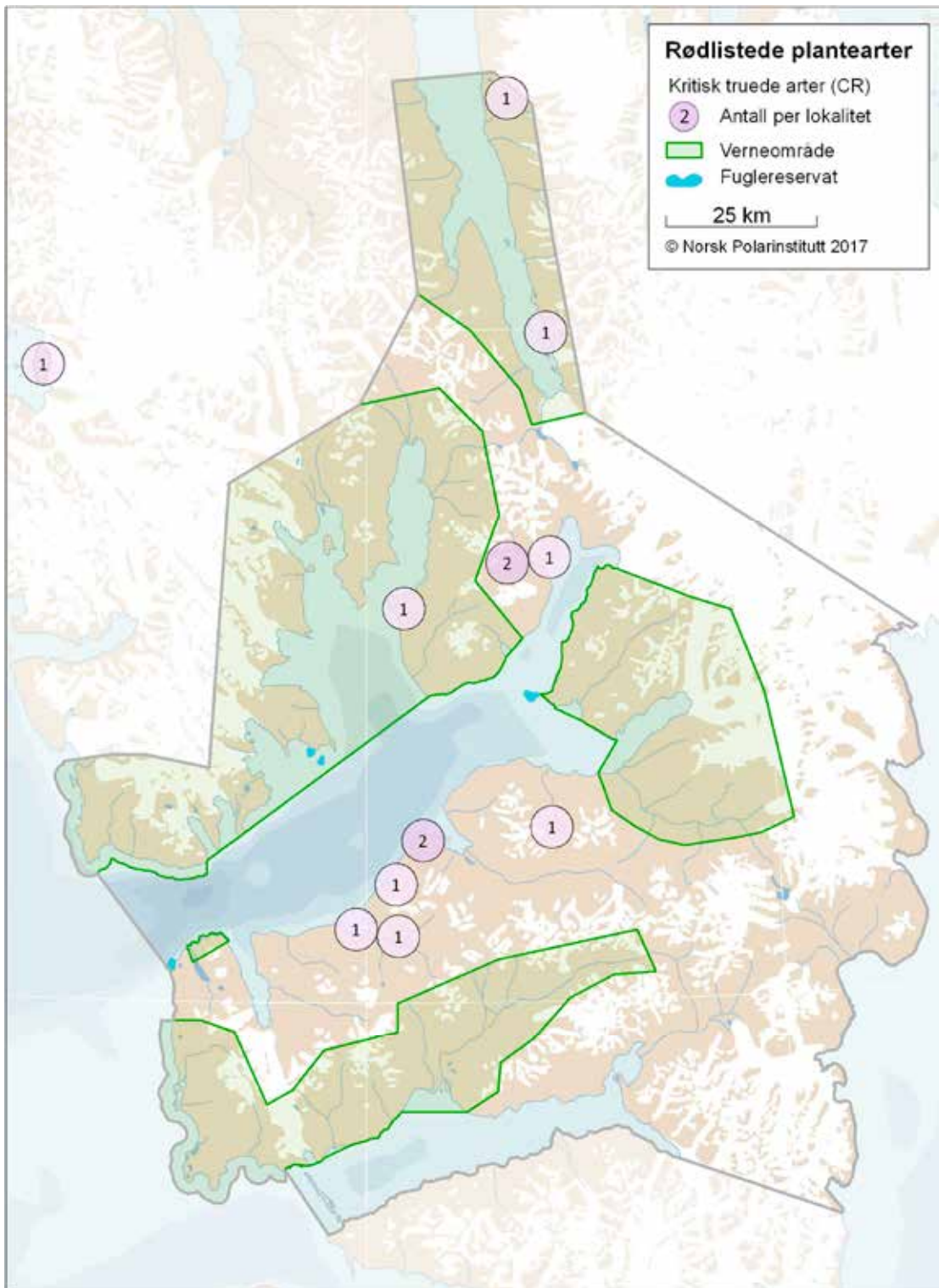
inn i databasen med observasjoner etter år 2000 med unntak av en observasjon i Flatøyrdalen fra 1963. Her finner en for eksempel stepperørkvein (*Calamagrostis purpurascens*) (Elvebakk og Nilsen 2016) og fjelltettegress (*Pinguicula alpina*) som ble funnet ny for Svalbard i 2015.

Fordi de ulike artenes krav til voksested er forskjellige, kan man ikke enkelt forutsi forekomster av rødlistearter. Tilgjengelig plantenæring og spesielt steder med ulike typer kalkrike bergarter vil ofte ha rødlistede plantearter. Men også temperatur i vekstsesongen, fuktighet og tilgang på næring (fra beitedyr og/eller sjøfugl) vil ha betydning for hvor sjeldne plantearter forekommer. Lokalitetene som peker seg ut med mange rødlistede arter, gitt dagens kunnskapsstatus, er i Isfjorden steder rundt Adventfjorden, Kapp Thorsden/Siklarhallet/Svenskehuset og Colesdalen. Viktige funnsteder i Wijdefjorden/Austfjorden er Flatøyrdalen, Ringhorndalen og Granatodden, i Billefjorden dalene innenfor Pyramiden og i Kongsfjorden Ossian Sars-fjellet.

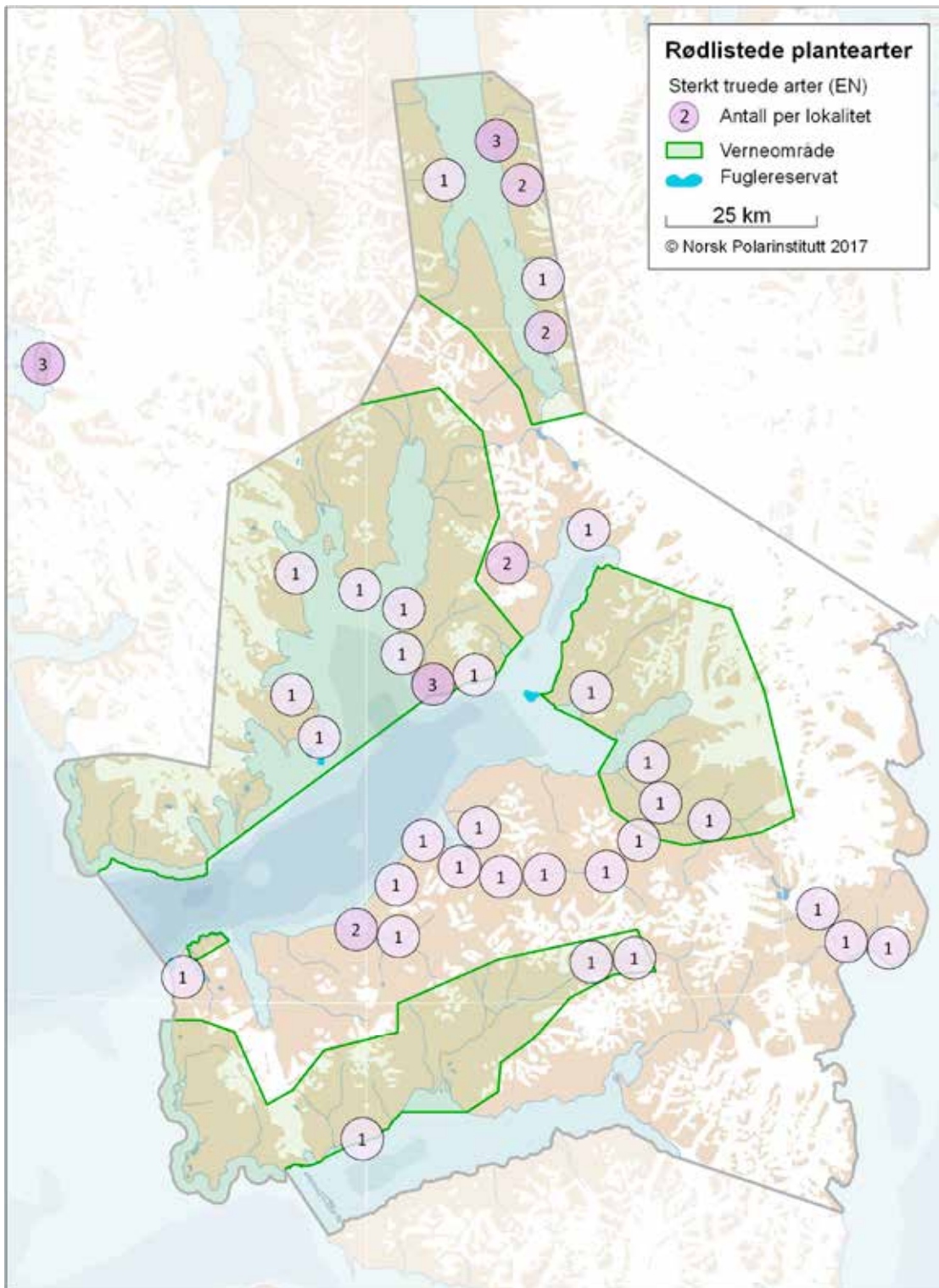
Splittet i de ulike kategoriene i rødlisten ser vi at de hovedsakelig forekommer på de lokalitetene der antall rødlistede planter overordnet er høyt. I kategorien kritisk truet (CR) finner vi tre arter (Figur 79), og i kategorien sterkt truet (EN) 9 arter (Figur 80). I kategorien sårbar VU 10 arter (Figur 81), og sist i kategorien nær truet (NT) 27 arter (Figur 82). Arter vurdert til de tre kategoriene CR, EN eller VU omtales som truede arter, og disse artene har høy til ekstremt høy risiko for å dø ut i Norge.



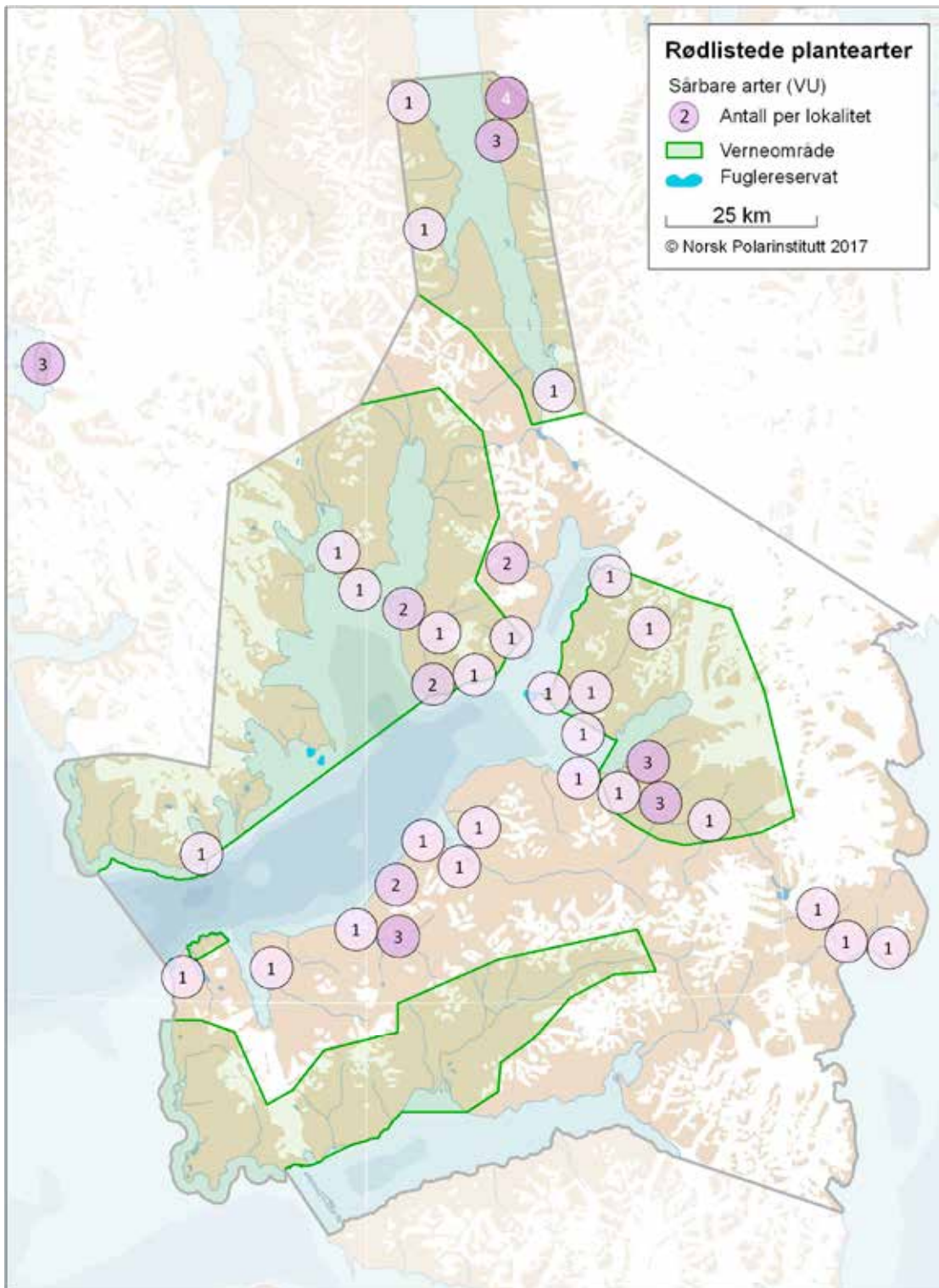
Figur 78: Antall rødlistede plantearter i Sentral-Spitsbergen. Tallet og fargen i sirkelen angir antall arter, summert over alle rødlistekategorier. For antall arter i ulike kategorier, se Figur 79, Figur 80, Figur 81 og Figur 82 under. Sirklene har likt areal (38,5 km²) for å lette sammenligningen innad i regionen.



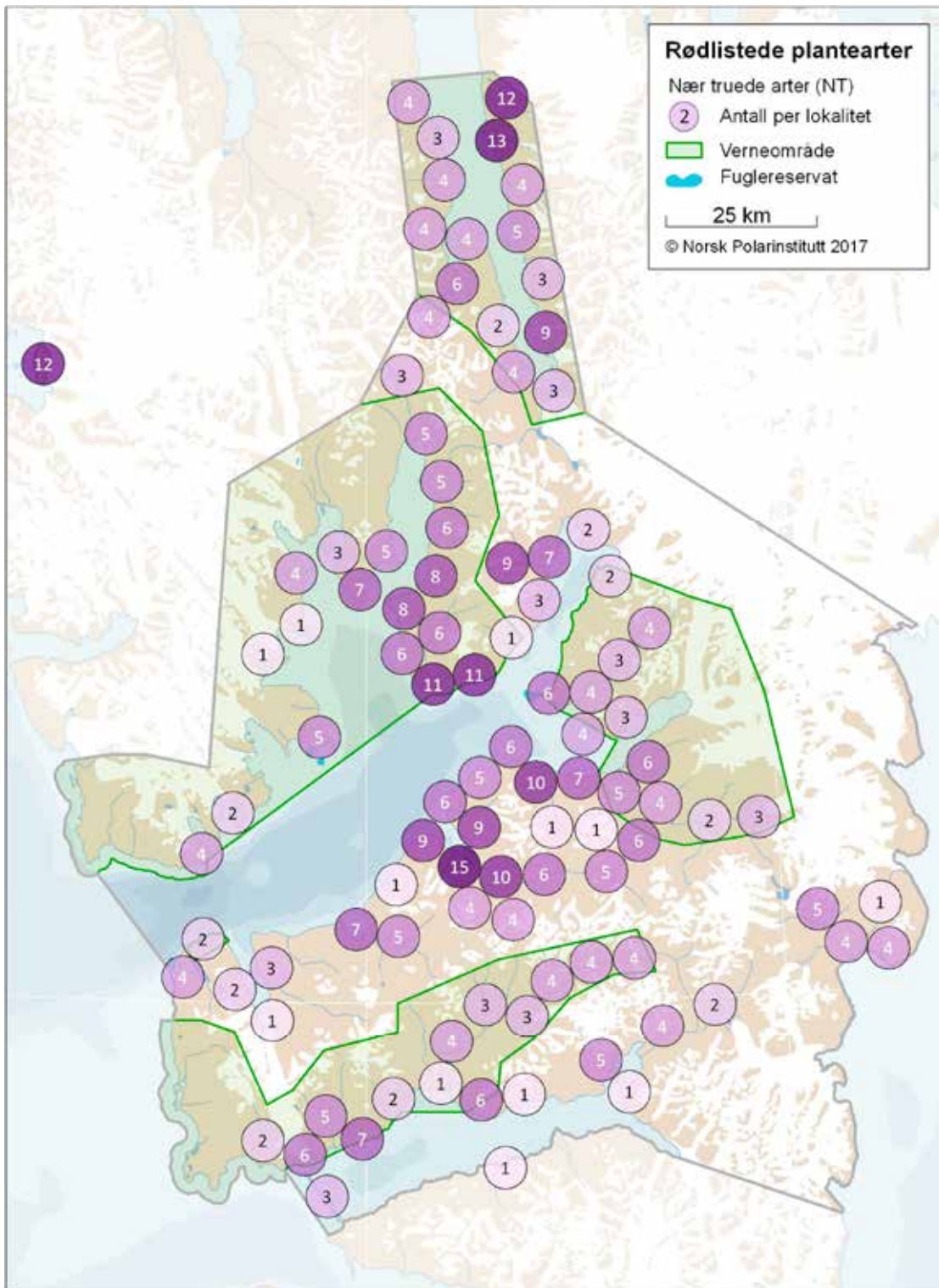
Figur 79: Forekomster av kritiske truede plantearter. Tallet innenfor sirkelen indikerer antall arter innen rødlistekategorien CR, kritisk truet. De kritiske truede artene er stivstarr (*Carex bigelowii* ssp. *arctisibirica*), grannarve (*Minuartia stricta*) og blokkebær (*Vaccinium uliginosum* ssp. *microphyllum*).



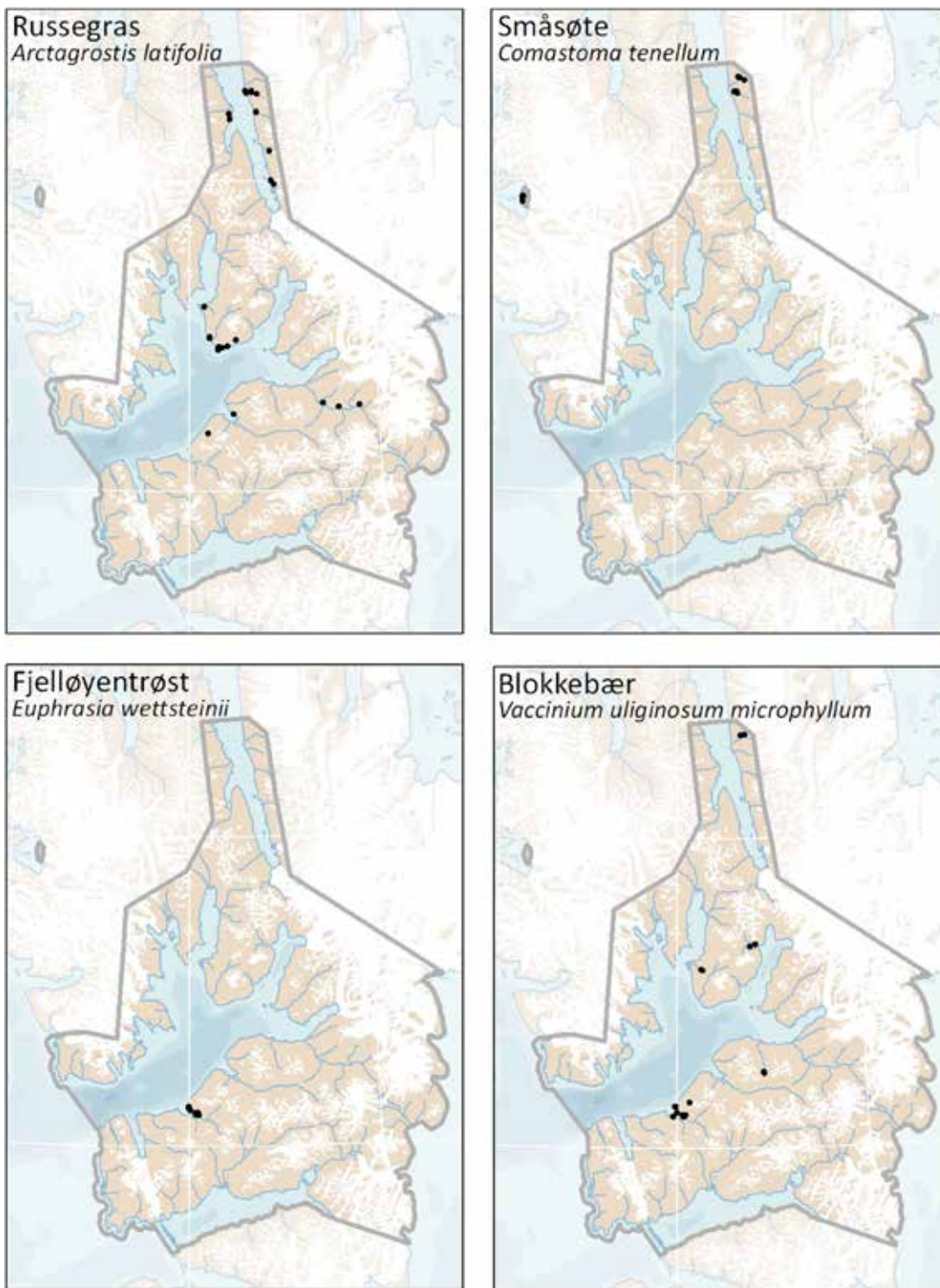
Figur 80: Forekomster av sterkt truede plantearter. Tallet innenfor sirkelen indikerer antall arter innen rødlistekategorien EN, sterkt truet. Liste over artene er gitt i datatabell (Norsk Polarinstitutt/Syssekmannen på Svalbard).



Figur 81: Forekomster av sårbare plantearter (VU). Tallet innenfor sirkelen indikerer antall arter innen rødlistekategorien VU, sårbar. Liste over artene er gitt i datatabell (Norsk Polarinstitutt/Sysselemanden på Svalbard).



Figur 82: Forekomster av nær truede plantearter (NT). Tallet innenfor sirkelen indikerer antall arter innen rødlistekategorien NT, nær truet. Liste over artene er gitt i datatabell (Norsk Polarinstitutt/Sysselmannen på Svalbard).



Utvalgte rødlistede plantearter 25 km © Norsk Polarinstitutt 2017

Figur 83: Eksempel på ulike typer rødlistede plantearter. Hengegras (*Arctagrostis latifolia*) er sterkt truet (EN) og vokser i myrer med gamle individer som formerer seg vegetativt. Småsøte (*Comastoma tenellum*, sårbar VU) og fjelløyentrøst (*Euphrasia wettsteinii*, sterkt truet EN) er eksempler på urter som har korte livssyklus (fjelløyentrøst er ett-årig og småsøte ett- eller to-årig) som krever reproduksjon ved frø, og er varmekrevende. Blokkebær (*Vaccinium uliginosum* ssp. *microphyllum*, sterkt truet EN) er også varmekrevende og har klonale individer med høy alder.

5.5.3 Rødlistearter i økosystemet

På listen over rødlistearter finner vi arter fra alle de vanligste grupper planter på Svalbard: urter (for eksempel fjelløyentrøst), gress (e.g. russegress), starr og siv (e.g. stivstarr), og vedaktige løvfellende busker (e.g. blokkebær og tundrabjørk). Rollen til de rødlistede planteartene i økosystemet, med tanke på deres funksjon og hvilke ting påvirker dem er derfor ikke ulik rollen til de andre, vanlige plantene som hører til de samme plantegruppene. Vi vet at urtene og gressene generellt har rask vekstrate, høyt nitrogen innhold i forhold til karbon i bladene, rask nedbryting av næringsrikt bladmateriale, og de er foretrukket som beiteplanter. Vedaktige planter derimot, som i rødlisten er alle løvfellende, har saktere vekstrate, høyere innhold av karbon i forhold til nitrogen i bladene, saktere nedbrytning av mindre næringsrikt bladmateriale, og er noe mindre foretrukket av beitedyr. Starr og siv plasserer seg i en mellomposisjon langs disse kriteriene (Cornelissen et al. 2004).

Fordi de rødlistede plantene typisk utgjør en liten mengde, i alle fall sett i større landskap, kan det ved første øyekast synes som de spiller en liten rolle i forhold til struktur og funksjon i tundraøkosystemet. Dette kan være riktig hvis en tenker på sannsynligheten for storskala endringer i økosystemet som følge av endringer i disse plantenes forekomst eller mengde. Derimot er det åpenbart at de sjeldne plantene bidrar til artsmangfoldet på Svalbard, og slik sett har en rolle. Foruten å bidra til økning i antall arter som forekommer på Svalbard, fyller de rødlistede plantene en rolle lokalt i å bidra til økosystemets funksjon. For eksempel gjennom å være en av mange næringsrike planter tilgjengelig for beitedyr, eller ved å ha engeskaper som påvirker næringscyklusen lokalt. Mens man tidligere tenkte at plantene påvirker økosystemets funksjon mest gjennom sin mengde (Grime 1998.) er det de senere år blitt tydelig at planter som urter og gress, f.eks. de urtene som har et høyt innhold av nitrogen i kortlevde blad, har en større innvirkning på næringscyklus og øvrig plantediversitet enn deres biomasse skulle tilsi (oppsummert i Bråthen og Ravolainen 2015).

5.5.4 Rødlistede plantearters sårbarhet og relasjon til påvirkningsfaktorer

De ulike artenes sårbarhet i forhold til endringer i deres miljø er avhengig av hvilken type planter de er. Ettårige urter vil være mer sårbare for tråkk og beite enn f.eks. klonale gress som lettere kan regenerere fra klonale organer. Samtidig vil konkurranse med andre planter som har større biomasse kunne representere en trussel mot forekomsten av noen av de rødlistede urtene, som er små i størrelse og vokser ofte i godt gjødslete lokaliteter under fuglefjell.

Basert på pilotstudier i Colesdalen finnes det en del kunnskap om de varmekrevende rødlistede planteartene blokkebær (EN), fjelløyentrøst (EN), tundrabjørk (NT) og arktisk blåklokke (*Campanula rotundifolia* ssp. *gieseckiana* VU) (Hansen og Ravolainen 2016). Disse varmekrevende plantene har blitt brukt i studier av deres mengder (frekvens) i en initiell fem - årsperiode. Disse fire artene er veldig ulike. Tundrabjørk og blokkebær er vedaktige planter som vokser sakte, har lange greiner og vokser som kloner som deler rotsystemet. Disse lave buskene er organisert i individer som kan ha bredde eller lengde på mange titalls meter. Fjelløyentrøst derimot er en ettårig urt, liten i størrelse uten klonale organer og med en beskjeden rot. Arktisk blåklokke er også en urt men flerårig og har klonale organer under jorden som gjør vegetativ formering mulig i tillegg til reproduksjon via frøspredning (for mer informasjon om biologien til artene, se www.svalbardflora.no).

Av biologien til disse plantene følger også at de vil i ulik grad kunne formere seg etter forstyrrelse som tråkk eller beite. Tundrabjørk og blokkebær har store reserver i røttene sine og dersom en del av planten blir skadet av for eksempel tråkk eller is på vinteren vil de kunne

re – allokere ressurser til gjenvekst. Tundrabjørk er, lik mange andre klonale busker, veldig plastisk i veksten og veksler hele tiden hvilke skudd eller greiner som vokser og hvilke som holdes tilbake. Urtene, og spesielt fjelløyentrøst, kan være mer sårbare enn buskene for tråkk og beite grunnet liten størrelse og kort livssyklus. Colesdalen er blant de dalene med høyest antall analyseflater med feces fra både gås og reinsdyr (Figur 74), en situasjon som med all sannsynlighet har vedvart over det siste tiåret (se <http://www.mosj.no> for reinsdyrenes mengde-variasjon i dalfører i nærheten) uten at populasjonene av fjelløyentrøst har minnet. Tvert i mot, siden fjelløyentrøst ble funnet i Colesdalen i 1998 har populasjonsstørrelsen økt betraktelig (www.svalbardflora.no). Samtidig er det viktig å merke seg at urtene vil også få vanskeligheter med å vokse i vegetasjon med høy biomasse (som uten beitetrykk), og på fastlandet finnes disse artene nettopp i beitemarker med mye tråkk og der skuddene blir regelmessig fjernet av beitedyr.

Alle de varmekrevende planteartene i Colesdalen viser store årlige variasjoner i frekvens. Dette betyr at over den relativt korte tidsperioden har det ikke blitt registrert noen endringer eller trender i deres mengde. Det er i den nylige oppsummeringen av pilotprosjekter for vegetasjon foreslått at de utvalgte målingene i Colesdalen fortsetter, men at man utprøver metoder som kan bedre fange opp endringer i populasjonenes (urtene) eller individenes (buskene) størrelse i lateral retning i landskapet (arealendringer). Det vil være naturlig å knytte sammen utvalgte målinger av beitedyrenes mengde og temperaturer, slik at fremtidens kunnskap om disse artene kan si noe om både plantenes mengde - endringer og hvilke påvirkningsfaktorer ser ut til å være viktige (Hansen og Ravolainen 2016).

Når det gjelder sårbarhet, eller respons til ulike påvirkningsfaktorer, for de andre rødlistede planteartene er en del generelle betraktninger oppsummert i Artsdatabankens artsbeskrivelser (www.artsdatabanken.no) og i rapport fra en workshop om rødlistede plantearter (Norsk Polarinstittutt, upublisert rapport). Generellt er disse plantene responsive til de samme påvirkningsfaktorer som de andre buskene, urtene og gressene: oppvarming av temperaturen, dybde av permafrost, is om vinteren, beitedyr, tråkk fra folk og dyr, mengde andre planter i nærheten og næringstilgang. Hvilken av disse som er viktigst vil avhenge av hver planteart og dens voksested, og dette finnes det ingen sammenstilt kunnskap for per i dag. I en eventuell fremtidig kartlegging og overvåking av utvalgte rødlistede plantearter er det derfor viktig å samle og strukturere så mye som mulig av informasjonen om disse faktorene.

5.6 Fremmede plantearter

5.6.1 Kilder, metode og datatilgjengelighet

Fremmedarter er de planter som har spredt seg til et gitt område ved hjelp av mennesker og som finnes utenfor deres naturlige utbredelsesområde. En fullstendig definisjon av fremmedarter er gitt av Den internasjonale naturvernunionen IUCN og er gjengitt i en handlingsplan mot fremmede arter på Svalbard (Sysselmannen på Svalbard. 2017). Ikke alle fremmede arter utgjør noen trussel mot den stedegne naturen, og kun en liten andel av fremmede arter regnes som invaderende eller anses å utgjøre en risiko (Gerderaas et al. 2012).

Sammenlignet med mange andre arktiske områder er kunnskapsnivået om fremmede plantearter på Svalbard høyt. Forvaltningsmyndighetene har nylig oppsummert situasjonen for fremmede plantearter i ulike dokument. Den viktigste enkeltstående kunnskapskilden er

Artsdatabanken (www.artsdatabanken.no), som også leder arbeidet med risikovurderinger. I 2012 ble en oppdatert sammenstilling av fremmedarters risikopotensial for Norge utarbeidet og utgitt som «Fremmede arter i Norge – med svarteliste 2012» («forkortes heretter som Svartelisten 2012») (Gerderaas et al. 2012). Artsdatabanken arbeider kontinuerlig med å samle kartfestet informasjon om forekomstene. Datagrunnlaget og forståelsen av fremmede arters forekomster, mengder og spredning endrer seg i takt med økt kunnskap. Derfor vil antall arter og registrerte forekomster i ulike kilder variere noe. Den nyeste større gjennomgangen av forekomster av fremmede plantearter på Svalbard er arbeidet av Alsos og kollegaer (2015), som er en oppdatering på situasjonen fra samme ekspertgruppe som jobbet frem Svartelisten 2012. Dette kunnskapsgrunnlaget baseres hovedsaklig på Svartelisten 2012, på linje med «Handlingsplanen for fremmede arter på Svalbard» (Sysselmannen på Svalbard upublisert utkast), men supplerer teksten med informasjon fra Alsos et al. (2015). Stedsnavn brukt i fremstillingen her er i henhold til «Stadnamn i norske polarområde» (<http://placenames.npolar.no/stadnamn>).

For å finne koordinatfestede registreringer av reproduserende fremmede plantearter og for arter på svartelisten for Svalbard ble det utført et søk i Artskart (<http://artskart.artsdatabanken.no/default.aspx>). Det ble filtrert for «karplanter» og deretter for fremmedarter (filter «Alien species in 2012») og Svalbard (filtre «Regional search»; «Svalbard med sjøområder»; «Svalbard»). Disse registreringene ble lastet ned via fanen «ObjectInfo» (datasett hos Norsk Polarinstittutt/Sysselmannen på Svalbard). Fordi et stort antall av fremmedarter registrert for mange tiår siden ikke ble gjenfunnet (Alsos et al. 2015), ble registreringer gjort etter 1970 presentert i kart, mens eldre registreringer er kun med i datatabell levert med denne rapporten. En registrering av *Poa annua* i Barentsburg lå i følge koordinatene i sjøen og er ikke tatt med. I den grad databasen hos Artsdatabanken er oppdatert er registreringene gitt i Alsos et al. (2015) med, men innenfor rammen at denne kunnskapsfremstillingen var det kun mulig å jobbe med de data som per i dag er hos Artsdatabanken.

De ikke-reproduserende fremmedartene kan ikke direkte søkes som en gruppe i Artsdatabankens kartløsning. Derfor ble det gjort et søkt på alle karplanterregistreringer på Svalbard først. Dette datasettet ble så filtrert basert på norske og latinske navn (følger vedlegg 3 fra «Fremmede arter 2012») (Gerderaas et al. 2012). Registreringer på nivå av underart er beholdt i datatabellen dersom de fremkommer på listen «Fremmede arter i Norge – med Svarteliste 2012» som underart. Søket i Artsdatabanken resulterte i 79 registreringer av reproduserende fremmed plantearter og 156 registreringer av ikke-reproduserende fremmede plantearter.

5.6.2 Forekomster av fremmede karplantearter – viktigheten av Sentral-Spitsbergen og bosettingene

Den sentrale delen av Spitsbergen (aktuell avgrensning) er et viktig geografisk område når det gjelder forekomst av fremmede plantearter (Alsos et al. 2015) (Figur 84). Dette understrekes av at nesten alle nyere registreringer av fremmede plantearter på hele Svalbard er innenfor den aktuelle avgrensningen. Alle de ni fremmede plantearter som er reproduserende på Svalbard og som er risikovurdert (Tabell 14) finnes kun i den geografiske avgrensningen til Kunnskapsgrunnlag Sentral-Spitsbergen (se kart under). I Alsos et al. (2015) finner man i nyere tid kun én forekomst av en fremmed plantearter utenfor avgrensningen gitt for Sentral-Spitsbergen (fjelltistel *Saussurea alpina* ved hytte på Kapp Berg).

Videre begrenses forekomst av fremmede plantearter innen Sentral-Spitsbergen til bosettingene. Også registreringene utelatt fra denne kunnskapssammenstillingen bekrefter dette. Alle de 17 registreringene av reproduserende fremmede planter som kom frem i søk og som var utenfor den aktuelle geografiske avgrensningen, var i umiddelbar tilknytning til Ny-Ålesund. Kun en forekomst som ikke var i en bosetting ble utelatt; tunrapp på Sigridholmen på Lovénøyane i Kongsfjorden. Dette mønsteret er også tydelig fra Alsos et al. (2015) sitt arbeid.

Den ene arten som er vurdert å representere så høy risiko at aktive tiltak pågår for å fjerne den er hundekjeks (*Anthriscus sylvestris*). Arten er kun funnet i Barentsburg og antall individer er på vei ned takket være aktiv fjerning av planten.

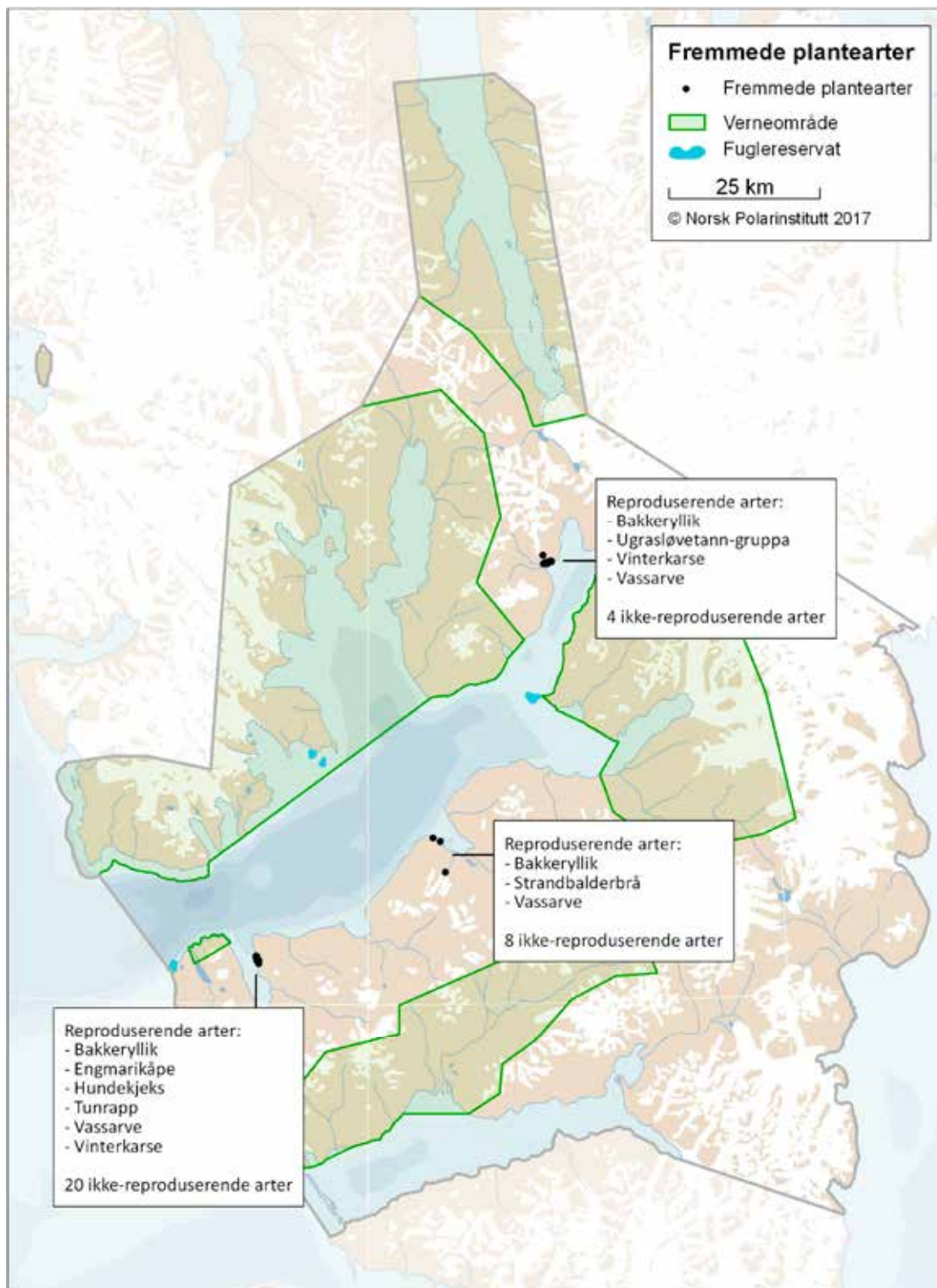
Tabell 14: Reproduserende fremmede plantearter innen Sentral-Spitsbergen. I «Fremmede arter i Norge – med svarteliste 2012» (Gerderaas et al. 2012) er det ni arter som reproduserer på Svalbard i dag eller er vurdert til å ha potensiale for å reproducere på Svalbard i løpet av de kommende 50 år. Sammenligningen mellom Artskart og den nyere artikkelen viser at tall som hentes fra ulike kilder ikke er absolutte. Hovedmønstrene for forekomstene og for hvilke arter det gjelder er de samme.

Artsnavn	Norsk navn	Risikostatus*	Registreringer i Artskart	Registreringer i Alsos et. al. 2015**
<i>Achillea millefolium</i>	Ryllik	LO	16	21
<i>Alchemilla subcrenata</i>	Engmarikåpe	LO	1	4
<i>Anthriscus sylvestris</i>	Hundekjeks	HO	2	4
<i>Barbarea vulgaris</i>	Vinterkarse	LO	12	16
<i>Poa annua</i>	Tunrapp	NK	3	4
<i>Rumex acetosa</i>	Engsyre	LO	3***	7****
<i>Stellaria media</i>	Vassarve	NK	27	21
<i>Taraxacum ruderalia</i>	Ugrassløvetann-gruppa	LO	1	8
<i>Tripleurospermum maritimum</i>	Strandbalderbrå	NK	14	8

* LO = Lav risiko, HO = høy påvirkning, NK = ukjent virkning (<https://artskart.artsdatabanken.no/FaneArtSok.aspx>) **

«Registreringer i Alsos et. al. 2015» inneholder kun de registreringene som er fra Spitsbergen, siden det kun er disse det er søkt etter i Artskart. Nomenklaturen og ulik status av oppdateringer mellom databasene skaper en del variasjon i tallene. *** alle registreringer eldre enn 1970 **** 1 registrering fra Barentsburg 2008.

En rekke fremmede plantearter har blitt observert i bosettingene, men er ikke kommet inn i Artsdatabankens oversikt. Dette gjelder for eksempel rødsvingel (*Festuca rubra ssp. rubra*), engrapp (*Poa pratensis ssp. pratensis*) (Sysselmannen på Svalbard, 2017) og engsoleie (*Ranunculus acris*) (Lutnæs, Ravolainen pers. obs.) i Longyearbyen og brennesle (*Urtica dioica*) i Barentsburg (Ravolainen pers. obs.). Så vidt kjent ved skriving av denne kunnskapssammenstillingen er det ingen slike observasjoner av fremmedarter som er utenfor bosettingene. Slik bekrefter disse enkeltobservasjonene det som allerede er vist ved data i Artsdatabanken og i publiserte vitenskapelige artikler: fremmedarter er hovedsaklig en tematikk viktig i bosettingene, og situasjonen er dynamisk.



Figur 84: Forekomst av fremmede plantearter. Forekomstene er konsentrert i og rett utenfor bosettingene, på hele Svalbard og innen den aktuelle avgrensningen. Kartet angir artene som er registrert reproduserende i bosettingene, og antall ikke-reproduserende arter som er registrert fra de samme bosettingene.

5.6.3 Fremmedarter i økosystemet

Karakteristikkene til de plantene som er fremmede på Svalbard har betydning for hva slags trussel de utgjør, og hvilke fremtidsutsikter det er for de eksisterende populasjoner og etablering av nye. De fremmede planteartene som er registrert reproduserende på Svalbard er alle enten gress eller urteplanter (ikke vedaktige). Dette betyr at de har relativt høye vekstrater og regenerer seg relativt sett raskere enn for eksempel dvergbusker eller kryptogamer. Alle de ni artene som har vært risikovurdert produserer rikelige mengder frø, dersom sesongen er lang nok til det. De fleste artene har også frø som kan forbli levedyktige i jorden over flere sesonger. Frø av vinterkarse spirer sesongen etter de har blitt spredt. Disse artene har blitt observert med umodne frukt, og/eller har opprettholdt populasjoner så lenge at de anses som etablerte på de stedene de finnes i dag. Det er kun hundekjeks som antas å representere en risiko for stedegen natur i nær fremtid.

Hundekjeks er en stor art med hurtig regenerering. Den har etablert seg raskt i Barentsburg, og er fra fastlandet kjent for å dominere under fuglefjell og andre næringsrike voksesteder. Hundekjeks er ikke spesielt egnet som beiteplante, og det er ikke sannsynlig at beitedyrene på Svalbard vil beite på den. Det er en bekymring for at hundekjeks skal spre seg ut av bosettingen. For spredning utover noen meter ved å sette nye vegetative skudd er det noen forutsetninger som må være tilstede; modne, levedyktige frø, spredning av modne frø og gode vekstvilkår på det nye voksestedet.

Hundekjeksen har blitt observert med umodne frø, og fordi den har bestått over tiår i Barentsburg antas det at frøformering må ha funnet sted (<http://svalbardflora.no/>). Frøene har ingen spesiell tilpasning til spredning, for eksempel flyter de ikke (Boedeltje et al. 2003). Frøene kan i utgangspunktet spres ved at dyr spiser dem og de blir spredt med møkk. Hundekjeksen registreres som en art med dyrespredning i noen databaser (Engler et al. 2009), men det er usikkert hvorvidt den vil kunne spire etter å ha vært spist og fordøyd av akkurat reinsdyr eller gås, som er aktuelle vektorer for frøspredning på Svalbard.

Teoretisk er det også mulig at frø av hundekjeks spres i fottøyet. Når frøene er spredt trenger de en kuldeperiode for å modnes, og de vil trenge å spire påfølgende vår. Noen planter danner såkalt frøbank, det vil si at frø forblir spiredyktige i jorda over mange år, men dette er ikke tilfelle for hundekjeks. For vellykket spredning med dyrevektor vil altså hundekjeks-frø bli spist eller transportert på utsiden av dyret til et nytt voksested om høsten, og det vil måtte være forhold for spiring påfølgende vår da kun 3% av frøene er spiredyktige andre sesong etter spredning (Van Mierlo og Van Groenendael 1991). Spiringstemperaturen for hundekjeks er vid. Frø kan spire ved 5° C og ned mot 0° C. Akkurat temperatur vil neppe begrense spiring av arten på Svalbard. Når det gjelder jordforhold vet man at hundekjeks vokser på veldig næringsrike steder. Fuglefjellene vil ha nok plantenæring for hundekjeks, men det er noe mer uvisst om andre forhold på de nye voksestedene i naturen vil være tilstrekkelig for etablering. Under fuglefjell er for eksempel jordlaget ofte veldig tynt og under et tykt dekke halvvegs nedbrutt mose, og det er usikkert om hundekjeks vil kunne etablere nye planter i slikt substrat.

5.6.4 Sårbarhet av ulike naturtyper til fremmedarter

Ulike naturtyper har ulik risiko for spredning og sårbarhet for etablering av fremmede plantearter. Det mest sannsynlige habitatet for mulig spredning og nyetablering av fremmede arter er under fuglefjell der det finnes mye næring og et visst lag med substrat å vokse i (Alsos

et al. 2015). Det er mulig at annen mosetundra utenom fuglefjellene også er en type vegetasjon der fremmede arter kan potensielt etablere seg. Enn så lenge er det ingen kjente registreringer av fremmede planter på fuglefjellslokaliteter. Dette har ikke vært systematisk kartlagt, men kartlegging av utvalgte fuglefjell er på listen over tiltak i handlingsplanen mot fremmede arter (Sysselmannen på Svalbard, 2017). Det mangler også systematisk oversikt over etableringspotensiale med tanke på vekstforhold og aktuelle spredningsvektorer for ulike naturtyper og lokaliteter.

Dagens situasjon med forekomst av fremmede plantearter kan overordnet anses som relativt god. Mange av forekomstene har vært stabile over noen tiår, uten at det har vært spredning i stor skala. Et stort antall ilandstigningslokaliteter ble undersøkt av Alsos et al. (2015), og selv om økningen i menneskelig trafikk har vært stor i de siste tiårene (Hagen et al. 2012b), ble det ikke funnet fremmede planter på disse hyppig besøkte lokaliteter. Bosettingene ser altså ut til å være viktigere for langvarige forekomster av fremmedarter enn lokaliteter der plantene blir introdusert av besøkende. Innenfor det aktuelle geografiske området har også hytter og ilandstigningssteder vært steder der fremmedarter innføres. Det er likevel all grunn til å være på vakt i forhold til fremmede plantearter. Hele 105 ulike plantearter har vært registrert som innført på Svalbard, med særlig konsentrasjon langs kysten (Alsos et al. 2015). Gitt at klimaoppvarmingen fortsetter er det mulig at noen av de artene som foreløpig ikke har etablert seg med levedyktige populasjoner klarer å etablere seg på steder med gunstige vekstforhold. Hvor stor forskjell det er i vekstforhold mellom bosettingene og de naturlige habitatene har ikke vært grundig undersøkt.

5.7 Torvavsetninger

Alle myrene på Svalbard er minerogene, dvs. de får vann og næring tilført fra både nedbør og fra grunnvannet/sig. Torv akkumuleres i mosetundra som dannes primært i helninger der mosene typisk ikke har kontakt med grunnvann, men fuktigheten tilføres som nedbør og smeltevann som mosene holder på. Dette gjør at jorden er kald og permafrosten ligger høyt opp mot overflaten også på sommeren. Slik torvdannelse er vanlig under fuglefjell, men finnes også i andre skråninger med tilførsel av vann. Tykkelse på mosedekket varierer fra noen centimeter til 20-30 cm, og opptil over 1 meter. Dype torvlag er gamle: torvlag over 1 m har blitt estimert å være over 4000 år gamle. For eksempel i Semmeldalen er det beskrevet en 165 cm dyp torvprofil, med en alder på 4450 år. Fattige myrer er en annen type våtmark der torv dannes, med forekomst i Reindalen (for en oversikt over myrer og literatur, se Elvebakk og Moen 2017).

Områder med tykk torvdannelse er små på Svalbard, og de tykkeste lagene finnes under fuglefjell. Arealestimater mangler generelt, men for eksempel Stormyra i Reindalen er estimert til å være 2000-2500 hektar stor (Eurola 1971), beskrevet i Elvebakk og Moen 2017). Sett i sammenheng med hele Spitsbergen er de sentrale delene viktige for myr og torvdannende vegetasjonstyper, da temperaturer og sterk frostaktivitet hindrer torvdannelse i de kaldeste områdene. Tykt torvlag spiller en rolle i bevaring av økosystemers funksjoner, gjennom å holde jorden kald vil et moselag hindre eller minke smelting av permafrost. Ved endring av jordtemperaturer endres en rekke funksjoner, inkludert næringsyklus, hvilke planter som kan etablere seg og vokse, og utslipp av karbon lagret i jord eller torv. Mose-dominerte vegetasjonstyper er også viktige for mange organismer i landøkosystemet (se «Vegetasjon i økosystemet», «Sårbarhet av vegetasjon – plantenes relasjon til

påvirkningsfaktorer» og «Naturtyper»). Fuglefjell og fattige myrer er naturtyper som er rødlistet (se «Naturtyper»).

Lokaliteter som peker seg ut innen Sentral-Spitsbergen når det gjelder torv-akkumulering er de store dalførene i Nordenskiöld Land (spesielt Reindalen, Semmeldalen, Adventdalen, Sassendalen og Colesdalen), fuglefjell som Ingeborgfjellet, Midterhuken, Tschermakfjellet, Alkhornet, Fuglefjella ved Grumant, Fjordnibba, halvøyer og flater som Bohemanflya, Kapp Thorsen og Lågnesflya. Tykkelsen på torva varierer på disse lokalitetene, og det er overganger mellom våtmarker med lite mosedekke og mer mosetundra-pregete områder. Det finnes ikke tilgjengelig kartmateriale som tillater arealavgrensninger, men overnevnte lokaliteter er alle viktige med tanke på mosetundra og/eller torv.

6 Landskap

6.1 Geomorfologi på Svalbard – generelt

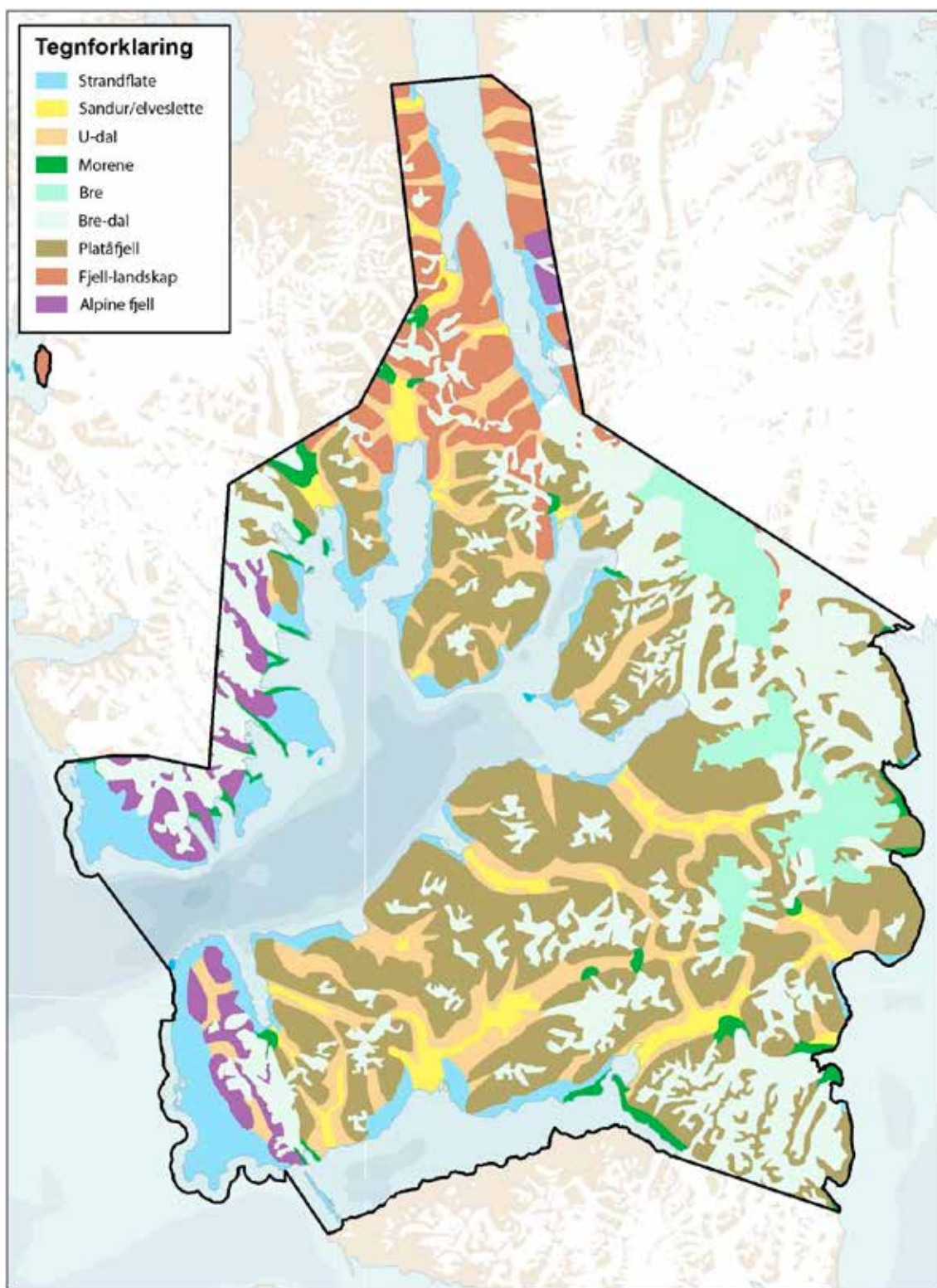
Landskapsvariasjonen er stor på Svalbard. De store landformene er i all hovedsak styrt av berggrunnens sammensetning og strukturelle oppbygning. Vestkysten av Spitsbergen, som består av eldre grunnfjell, domineres av alpine landformer med bratte, spisse topper. I områder hvor berggrunnen består av relativt flattliggende sedimentære bergarter dannes platåfjell. Løse bergarter gir slake urer, mens bratte fjellsider og stup dannes i harde bergarter. Platåfjell er ofte skilt fra hverandre av brede dalfører. Disse større dalene er karakterisert av en vid og flat dalbunn. Mindre daler har tydelig V-formet tverr-profil som indikerer at dalene er formet av rennende vann.

Et annet karakteristisk trekk ved landskapet på Svalbard er de store fjordkompleksene som skjærer seg dypt inn i landmassene fra vest. Lange strekninger langs kysten består av en brem av flatt land, kalt strandflaten, med grunt hav utenfor. Laguner og tjern er vanlig i flate kystområder.

Svalbards landskap slik vi ser det i dag er i all hovedsak formet i kvartærtida (de siste 2 millioner år), som er den yngste av de geologiske tidsepokene og den vi ennå er inne i. Hele Svalbard, kanskje med unntak av enkelte fjelltopper, var dekket av en stor innlandsis minst en gang i kvartær. Hele 60 % av landarealet er fortsatt isdekket, og de isfrie områdene er preget av permafrost. Landskapsformer som pingo, steinbre og strukturmark (rutemark og polygonmark) er typisk for disse områdene. Løse avsetninger som ble dannet under og etter siste istid utgjør morener, elveavsetninger, strandavsetninger, urer, ras og blokkmark.

6.2 Landskapstyper Sentral-Spitsbergen

Figur 85 er et generalisert geomorfologisk kart som viser de viktigste landskapstyper på Sentral-Spitsbergen. Disse er videre beskrevet under og inkluderer strandflater, sandur/elveslette, u-dal, morene, bre, bre-dal, platåfjell, fjell-landskap og alpine fjell.



Figur 85: Landskapstyper på Sentral-Spitsbergen (modifisert etter Dallmann 2015).

6.2.1 Strandflaten

De største strandflatene er Bohemanflya (Figur 86), Erdmannflya, Daumannsøyra og Nordenskiöldkysten. Strandflaten er betegnelsen på det lave landet og grunne sjøområdet langs kysten. Strandflatene omkring Isfjorden og langs vestkysten består i all hovedsak av marine strandavsetninger og kan gi opphav til næringsrikt jordsmonn og artsrik vegetasjon. Man antar at dannelsen av strandflatene skyldes frostforvitring og sjøisprosesser under interglasiale perioder. Velutviklede strandvoller/strandterrasser er ofte tilstede på strandflaten og er godt utviklet flere steder. Strandvoller er lange drag av godt sortert løsmasse som har blitt akkumulert ved bølgeaktivitet langs en strand. Når landet stiger i forhold til havnivået, blir gamle kystparallelle strandvoller liggende igjen.



Figur 86: Strandflaten Bohemanflya. Foto: S. Øverland.

6.2.2 Sandur/elveslette

Sandur består av breelvmaterialer avsatt på en slette foran breen. Figur 85 viser at sandur opptrer i bunnen av større U-daler, som for eksempel Adventdalen, Sassendalen, Reindalen og Kjellstrømdalen. Breelver kan transportere store mengder grus, sand og leire, og der elvene møter kysten kan det utvikle seg et vifteformet breelvdelta. Slike breelvdelta finnes i flere fjorder i sentrale deler av Spitsbergen.

6.2.3 U-dal

Landskapet mellom Isfjorden og Van Mijenfjorden er karakterisert av store brede U-daler med smalere tverrdaler mellom. De store hoveddalene er resultat av glacial erosjon under siste og tidligere istider. U-dalene er karakterisert ved bratte fjellsider og vid, flat dalbunn. U-dalene på Svalbard var sannsynligvis elvedaler før istida startet for 2.5 millioner år siden. Iskjernemorener utgjør viktige landskapselementer i dalbunnen og dalsidene.

6.2.4 Morene

Morene er et samlebegrep for usortert erosjonsmateriale som blir tatt opp, transportert og avsatt av isbre. Det finnes ulike former for morener avhengig av hvor ved isbreen morenen avsettes; endemorene, sidemorene, randmorene, push-morene og midtmorene. I arktiske strøk har de fleste av dem iskjerner. Et særegent morenelandskap finnes på Coraholmen og Flinholmen i Ekmanfjorden (Figur 87). Haugene av løsmasser består av bunnmaterialet fra fjordbunnen i Ekmanfjorden som ble skjøvet opp og avsatt på holmene da Sefstrømbreen gjorde et dramatisk framstøt (såkalt surge) på slutten av 1800-tallet.



Figur 87: Til venstre, morenelandskap fra Flinholmen. Foto: S. Øverland. Til høyre Templet ved Isfjorden er et eksempel på platåfjell. Foto: E. Fuglei.

6.2.5 Platåfjell

Platåfjell er typisk for Sentral-Spitsbergen hvor geologien er karakterisert av sedimentære flattliggende bergartslag (Figur 87). Platåfjell dannes når et flatt lag av en hard bergart ligger over mykere bergarter. Fjellene øst og vest for Longyeardalen er typiske platåfjell med nesten horisontale sandsteinslag øverst som er mer motstandsdyktig mot forvitring enn underliggende, finkornete leirskifre.

6.2.6 Alpine fjell

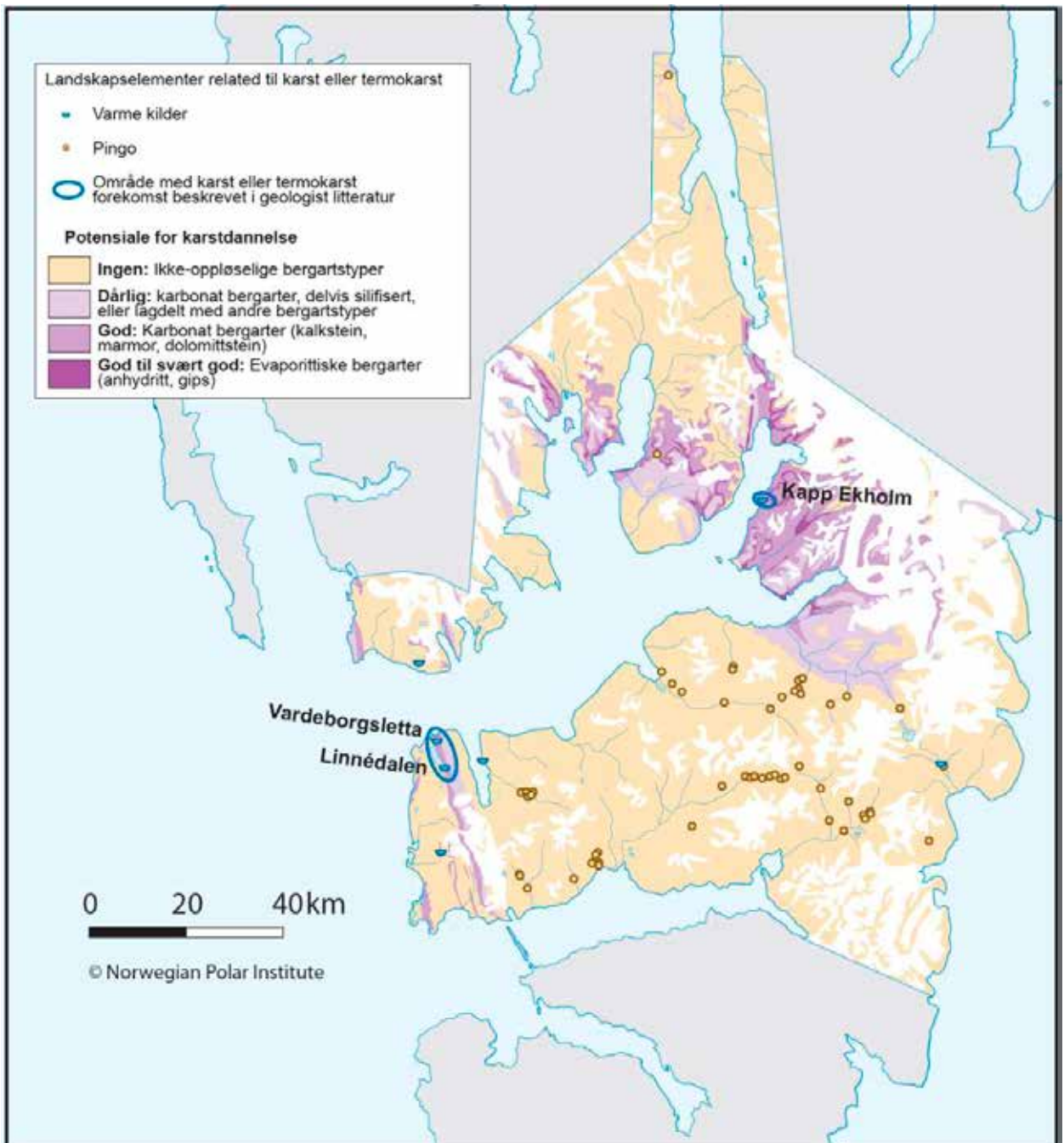
Alpine fjellformasjoner med skarpe egger og topper dannes der berggrunnen består av resistente (harde) grunnfjellsbergarter som gneiser og granitter. Innenfor Sentral-Spitsbergen opptrer alpine fjell langs vestkysten nord og sør for Isfjorden.

6.2.7 Fjell-landskap

Denne naturtypen er en generalisert kategori som omfatter fjell som hverken faller under alpine- eller platåfjell. Disse fjellene har rundere former og høyt relieff. Figur 85 viser at denne landskapstypen karakteriserer områdene omkring Austfjorden og nord for Dicksonfjorden.

6.3 Viktige/karakteristiske landskapselementer

Dagens geologiske prosesser på Svalbard er sterkt preget av permafrost og tilstedeværelsen av isbreer. Landskapselementer knyttet til permafrost og frostprosesser er blant annet steinbreer, polygonmark (el. strukturmark), pingo og termokarst. Alle disse unike landskapselementene er godt representert på Svalbard. Figur 88 viser karst/termokarst og pingo i Sentral-Spitsbergen.



Figur 88: Kart som viser karst/termokarst og pingo på Sentral-Spitsbergen (modifisert etter Dallmann 2015).

6.3.1 Steinbreer

Slike breer dannes gjerne i rasvifter under bratte fjellsider og består av rasmateriale som sand, grus og stein som er fylt med vann som er frossent hele året pga permafrosten. Disse siger sakte nedover skrentene i daler og kystområder.

6.3.2 Polygonmark/strukturmark.

Dette er ulike mønstre med sortering av løsmasser, knyttet til frysing/tining i det aktive laget i permafrostområder.

6.3.3 Pingoer

Pingoer er en landskapsform som er unik for periglasiale miljøer med permafrost. De består av løsmasser, har en kjerne av is og dannes ved at vann tvinges opp av overtrykk (artesiske trykk). Vi finner pingoer i dalbunner mange steder på Sentral-Spitsbergen (Figur 89).

6.3.4 Termokarst

Termokarst er systemer av kanaler i permafrosten hvor vannet kan sirkulere. Der vaskes det gjerne bort løsmasse, slik at det oppstår hulrom og søkk på overflaten hvor det danner seg små tjønner. Dette sees best på Vardebordsletta ved Isfjorden.

6.3.5 Taluskjelger

Fjellene på Svalbard er sterkt frostsprengt og de har ofte store ras-urer, som kalles taluskjelger.



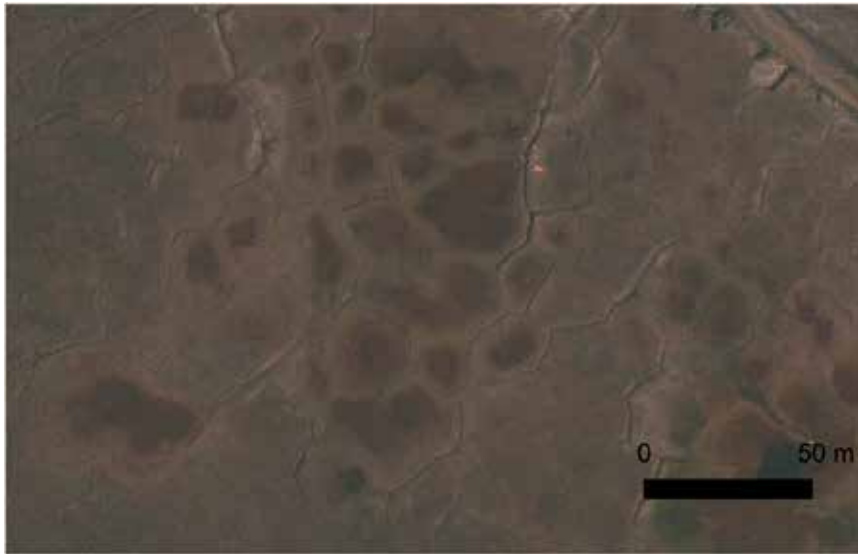
Figur 89: Til venstre, pingo i Adventdalen. Foto: W. Dallmann. Til høyre, flybilde fra Gipsvika, Sassenfjorden, som viser hevede strandlinjer. Fargene på bildet er manipulert slik at vegetasjonsdekkede områder framtrer som oransje. (Foto: Norsk Polarinstitutt arkiv).

6.3.6 Strandlinjer

Et annet vanlig trekk i det kystnære landskapet er de gamle strandvollene. De ligger gjerne i flere høyer over hverandre.

6.3.7 Iskile-polygoner

Dette er en permafrost-landform som består av iskiler like under bakken som danner polygonmønstre. Finnes i flate områder og dalbunner, som eksempelet under fra Adventdalen.



Figur 90: Iskile-polygoner i Adventsdalen. Flyfoto fra Norsk Polarinstitut.

7 Geologi

7.1 Geologisk kart og beskrivelse

Sentral-Spitsbergen dekkes av åtte geologiske kartblad (1:100 000); B7G Tre Kroner (m/tilhørende geologisk beskrivelse, Ohta et al. 1992), B8G St. Jonsfjorden, B9G Isfjorden, B10G Van Mijenfjorden (m/tilhørende geologisk beskrivelse, Hjelle et al. 1986), C7G Dicksonfjorden, C8G Billefjorden revised, C9G Adventdalen (m/tilhørende geologisk beskrivelse, Major et al. 2001), C10G Braganzavågen (m/tilhørende geologisk beskrivelse, Salvigsen og Winsnes 1989), samt et geomorfologisk og kvartær-geologisk kart (1:100 000) C9Q Adventdalen. En geologisk beskrivelse av Billefjorden-området er gitt i ekskursjonskart Billefjorden (Dallmann et al. 2004). Kartene er utgitt av Norsk Polarinstitutt i perioden 1985-2012. (<http://www.npolar.no/no/tjenester/kart/trykte/geologiske-svalbard.html>)

Norges geologiske undersøkelser (NGU) publiserte kvartærgeologiske og geomorfologisk kart over Svea (1:60 000 og 1:15 000) i 2016. To kvartærgeologiske kart for Bjørndalen-Vestpynten (1:10 000) og Todalen, Gangdalen og Bødalen (1:25 000) er utgitt av NGU i samarbeid med UNIS, Store Norske og Longyearbyen Lokalstyre.

Svalbards geologiske mangfold inkluderer en hel rekke metamorfe, magmatiske, og sedimentære bergarter fra ulike geologiske tidsepoker. I tillegg finnes løse avsetninger fra kvartær (den yngste tidsepoken) og en rekke ulike landformer som er karakteristisk for polarområder med tilstedeværelse av isbreer og permafrost. Berggrunnsgeologi, kvartærgeologi og geomorfologi og historisk geologi for det aktuelle området er beskrevet i Geoscience Atlas of Svalbard (Dallmann 2015).

7.1.1 Grunnfjell

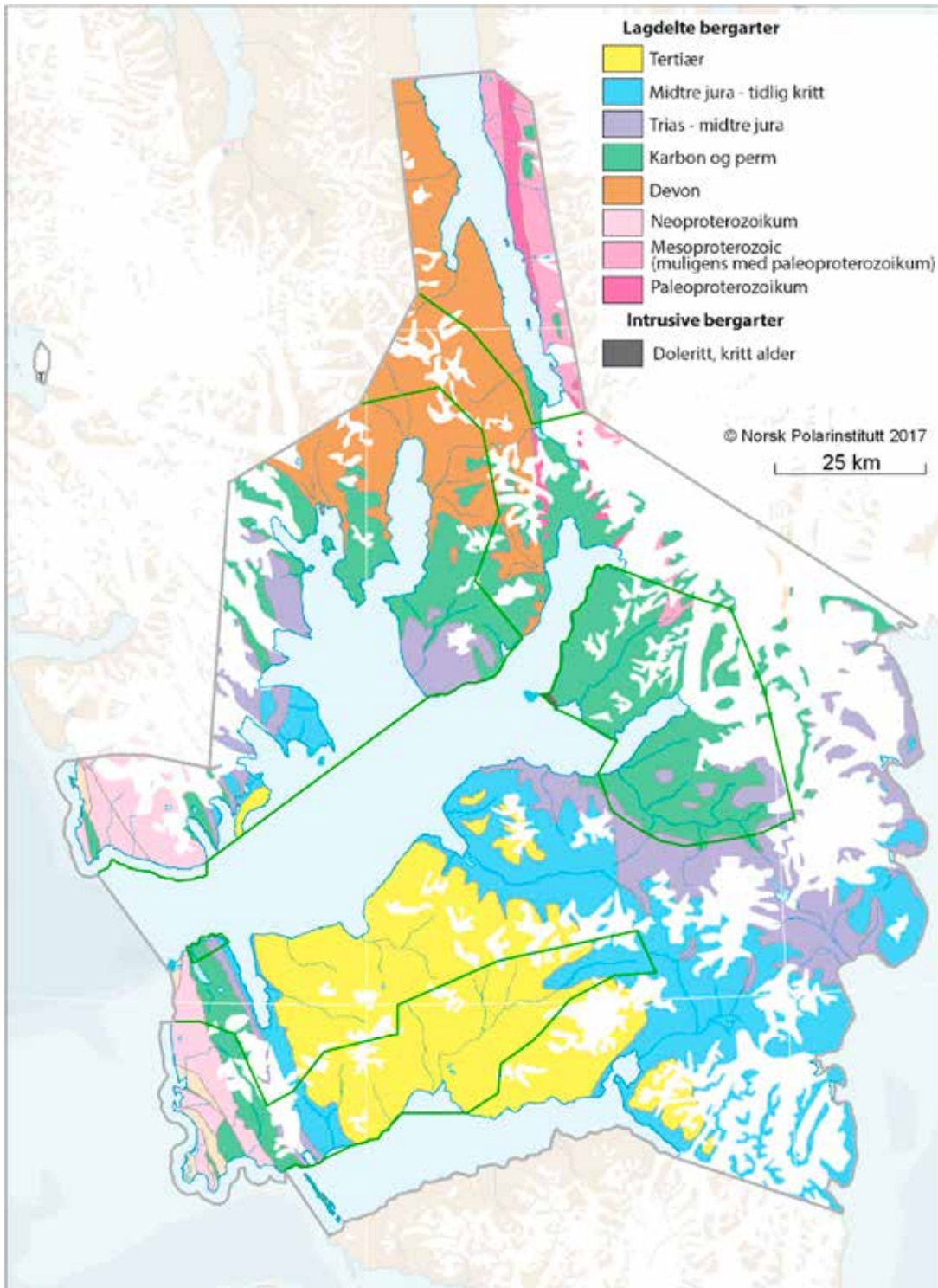
På Svalbard betegnes alle bergarter som har gjennomgått den kaledonske fjellkjededannelsen for ca. 410-440 millioner år siden som grunnfjell. Denne delen av berggrunnen består i all hovedsak av magmatiske og metamorfe bergarter. Grunnfjellsbergartene er som regel sterkt foldet og metamorft omdannet og har gjennomgått en eller flere fjellkjededannelser. På Sentral-Spitsbergen opptrer grunnfjellsbergarter langs østsiden av Austfjorden, langs Nordenskiöldkysten. Fjellene øst for Daumannsøyra. Grunnfjellet ved Austfjorden består av sterkt deformerte og omdannede kvartsitter, glimmerskifer og granittiske gneisser, mens grunnfjellet ved ytre Isfjorden er dominert av fyllitt.

7.1.2 Sedimentære bergarter

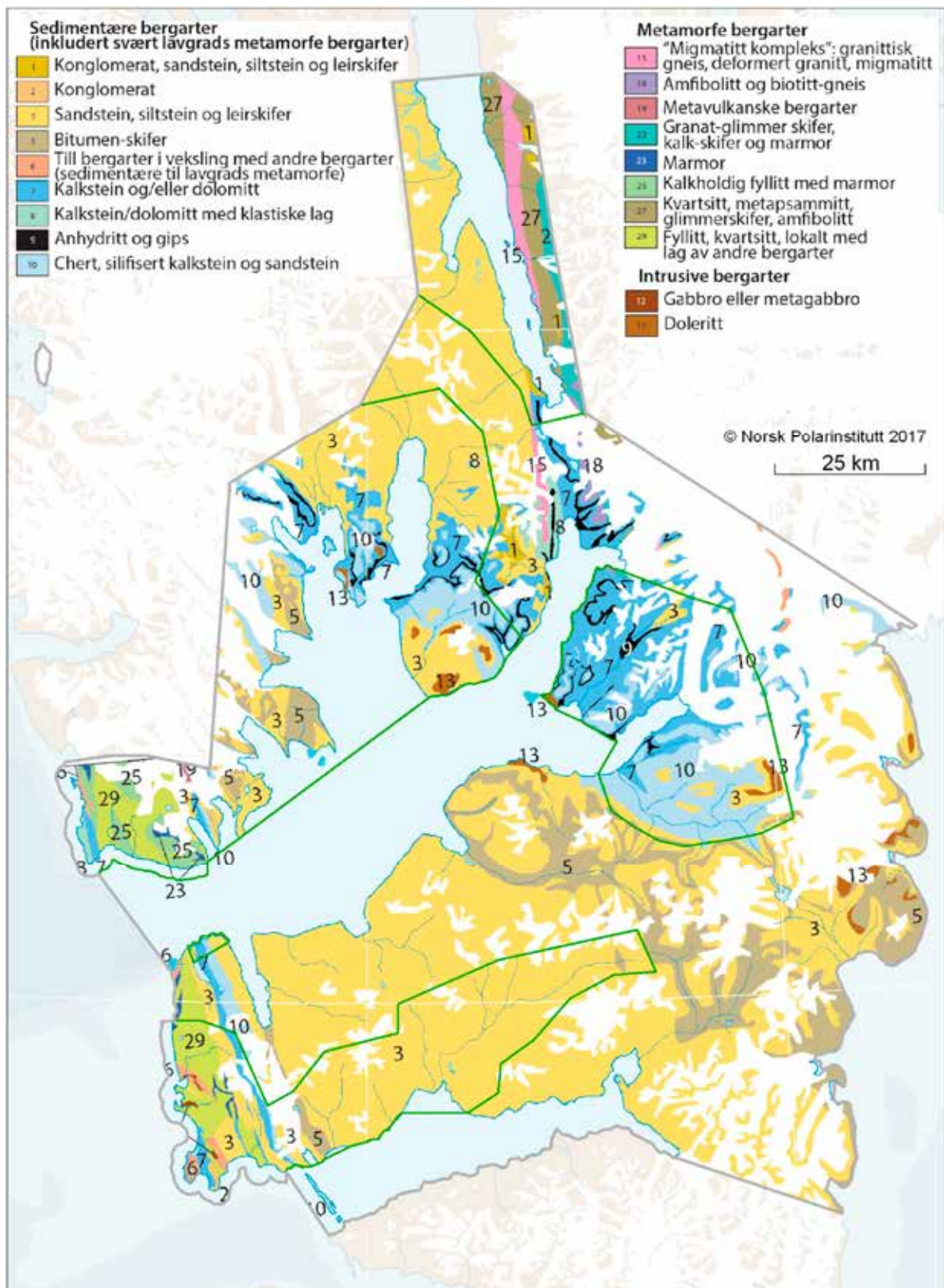
De sedimentære bergartene på Svalbard ble dannet etter den kaledonske fjellkjedefoldingen i silur tid, og lagrekka består av mer eller mindre kontinuerlige avsetninger fra karbon til tertiær. På Spitsbergen danner lagene fra karbon til tertiær en stor trauforment struktur, kalt det sentrale tertiærbassenget, som strekker seg fra Isfjordområdet og sørover, med de yngste og øverste lagene i midten som en kjerne og de eldre lagene i utkanten. Den sedimentære lagrekka ligger nesten horisontalt til svakt hellende. Den er svakt foldet mot vest. Lagrekka viser at Svalbard gjennom tidene har ligget i alle klimasoner. I overgangen mellom devon og karbon var forholdene tropiske. Sedimenter avsatt i overgangen mellom karbon og perm indikerer subtropisk ørkenklima, mens trias-jura-kritt perioden sannsynligvis var karakterisert av tempererte klimaforhold. De store klimavariasjonene skyldes at Svalbard, som ligger i det nordvestlige hjørnet av den eurasiske jordplata, har beveget seg fra den sørlig hemisfære via ekvatoriale breddegrader og videre nordover til dagens posisjon i Arktis.

7.1.3 Intrusive bergarter

Gjennom Svalbards geologiske historie har det vært flere perioder med vulkansk aktivitet. Intrusive bergarter av kritt alder finnes i indre deler av Isfjorden.



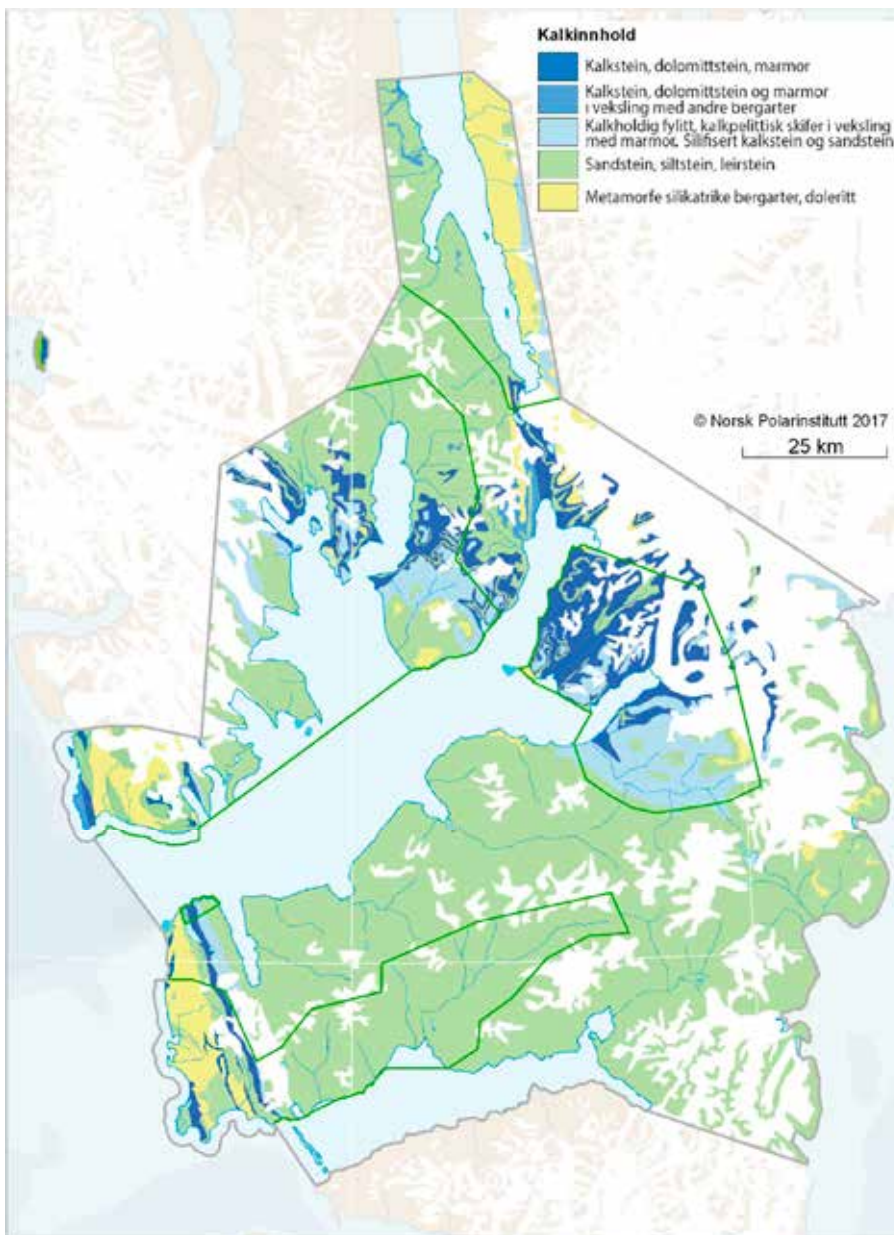
Figur 91: Geologisk oversiktskart. Kilde: Norsk Polarinstitutt.



Figur 92: Geologisk oversiktskart som viser opptreden av ulike bergartstyper. Kilde: Norsk Polarinstittutt.

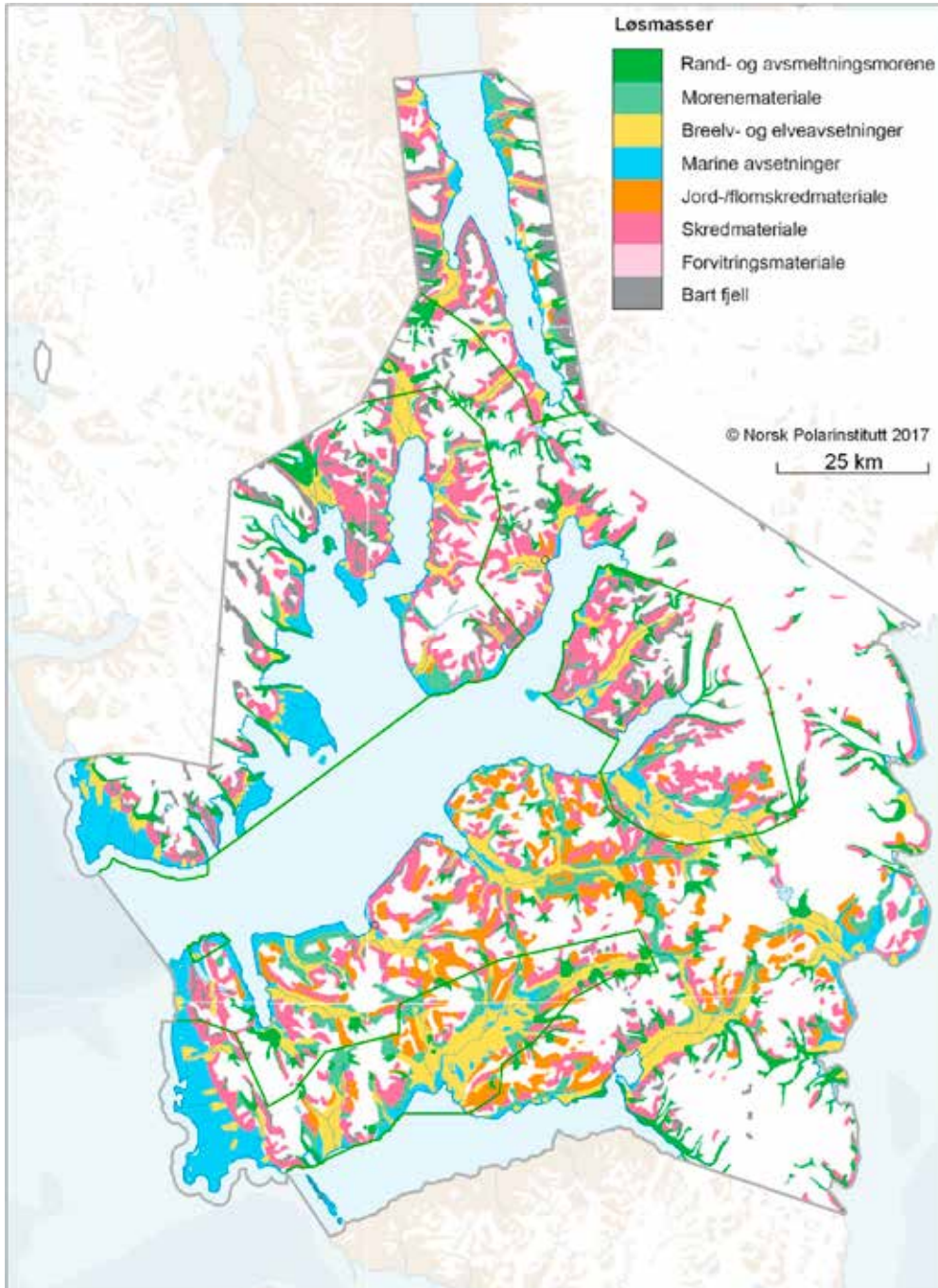
7.1.4 Eksempel på geologi som miljøfaktor

Kalkinnhold i berggrunnen er en sentral miljøvariabel for biologi. Jo tynnere jordsmonnet er, desto mer betyr selve berggrunnen for vegetasjon. Kalkstein og andre bergarter som inneholder mineralet kalsitt (kalkspat) eller andre karbonatmineraler gir god næringstilgang til planter om det er nok fuktighet til stede. Bergarter som gneis, granitt og kvartsitt består hovedsakelig av kvarts og alkalifeltspat og er eksempler på næringsfattige bergarter. Kvarts og alkaliefeltspat forvitrer langsomt og frigir svært lite plantenæringsstoffer. Geologiske berggrunnskart som viser utbredelsen av marmor, kalkstein eller andre kalsitt-rike bergarter danner grunnlag for datasett over kalkinnhold. Figur 93 viser utbredelsen av kalkholdige bergarter i Sentral-Spitsbergen. Kartet viser at indre deler av Isfjorden er omgitt av berggrunn som er rik på kalkspat.



Figur 93: Kart som viser bergarter med ulik kalkinnhold. Områder med mørk blå farge inneholder mest kalsitt, og område med lys blå farge inneholder mindre mengder karbonat. Kilde: Norsk Polarinstitutt.

I andre områder er det løsmassene (Figur 94) og ikke berggrunnen som innvirker på vegetasjonen. Erdmannflya og Bohemanflya på nordsiden av Isfjorden består av marine avsetninger (leire) som gir opphav til næringsrikt jordsmonn. Disse områdene er karakterisert av store vegetasjonsdekte arealer og godt utviklet våtmarksvegetasjon. Vegetasjonen er frodig og artsrik, og noen sjeldne arter finnes også her.



Figur 94: Kartet viser fordelingen av løsmasser på Sentral-Spitsbergen (modifisert etter Dallmann 2015). Datasettet er i utgangspunktet generalisert fra Kristiansen og Sollid 1986. Svalbard – Jordartskart (Map of Superficial Materials). National Atlas of Norway, sheet 2.3.6.

7.2 Sårbarhet og verneverdier

Svalbards historie er nært knyttet til kullforekomstene på Sentral-Spitsbergen. Det har resultert i at geologiske forekomster lenge ble ansett som en del av det økonomiske ressursgrunnlaget, men ikke som noe verneverdig i seg selv. Geologi, geologisk mangfold og landskap utgjør imidlertid viktige verneverdier i naturmiljøet. Industrielle eller andre typer inngrep er potensielle trusler mot uberørt natur. Men også aktive geologiske prosesser fører til endringer i landskap og geologi.

Geologiske lokaliteter har verdi i form av for eksempel kildemateriale for naturhistorisk forskning og formidling av kunnskap, områder med spesielt vakker natur, eller rekreasjon. Mange slike geologiske lokaliteter er ikke-fornybare sett fra et menneskelig tidsperspektiv. Det er derfor viktig å sikre geologisk mangfold for framtida.

Spesielle geologiske forekomster med verneverdi kan for eksempel være ulike sjeldne fossiltyper som virveldyrskjeletter eller sjeldne mineralforekomster, eller det kan være ulike kvartære landskapsformer og områder som forteller om en spesiell periode i jordas utviklingshistorie.

Geologiske forekomster som kan være sårbare ovenfor ferdselsslitasje er enkelte fossilforekomster, en rekke kvartære landformer som termalkilder, steinringer og sedimentinnfylling og dryppstein i grotter. Landskapformene som er knyttet til permafrost (f.eks. iskiler, polygonmark og steinbreer) er følsomme for klimaendringer; et klima i endring vil også føre til endringer i ulike permafrostfenomen.

7.2.1 Fossiler

Svalbard har en usedvanlig fossilrikdom fra alle de viktige periodene i livets utviklingshistorie. En stor del av dette opptrer innenfor Sentral-Spitsbergen. Feltarbeid i jurassiske svartskifre i Isfjordområdet har blottlagt en unik fossil fauna med svaneøgler, fiskeøgler og en rekke arter virvelløse dyr. Et stort antall lokaliteter er beskrevet og kjent i litteraturen, og det oppdages også stadig nye lokaliteter, arter eller eksemplarer. Fossiler av planter og virvelløse dyr er ikke vurdert som så sårbare at det er nødvendig med særskilt vern. Alle fossiler innenfor verneområder er imidlertid beskyttet mot plukking.

En prosjektgruppe ledet av Direktoratet for naturforvaltning jobbet fram et forslag om fredning av fossiler av virveldyr og karstgrotter i 2009. Utgangspunktet for dette arbeidet var at det er gjort en rekke interessante funn av fossiler på Svalbard som utgjør en stor verdi for naturarv og forskning. Spesielt er fossiler som fiskeøgler, svaneøgler, amfibier, fiskefossiler, forkislede trær, ammonitter, dinosaurfotspor/knokler og pattedyrforekomster av stor verdi. De fleste av disse opptrer, eller kan potensielt opptre, i lag innenfor Sentral-Spitsbergen. For utfyllende dokumentasjon om verneverdier og beskrivelse av forekomster henviser vi til dokumenter fra prosjektgruppen fra 2009, og «Forslag om fredning av fossiler av virveldyr og karstgrotter på Svalbard» fra Direktoratet for Naturforvaltning.

7.2.2 Vernekriterier

Vernekriterier for geologiske forekomster er definert i Nordisk Ministerråds rapport TemaNord 2005: 541 "Vernekriterier for geologiske elementer og kulturminner i Arktis" (se

tekstboks; de enkelte postene er kommentert i kapittel 4 i rapporten, <http://norden.diva-portal.org/smash/get/diva2:701460/FULLTEXT01.pdf>.

Vernekriterier for geologisk forekomster ifølge NMRs rapport TemaNord 2005:541:

Primære kriterier / utvalgskriterier

1. Sikring av naturarven
 - a) Naturlig utvikling
 - b) Rent miljø
 - c) Geologisk mangfold
 - d) Representativitet (lokalt, nasjonalt, internasjonalt)
2. Grunnlag for kunnskap
 - a. Forsknings-, dokumentasjons- og kildeverdi
 - b. Pedagogisk verdi (undervisning og formidling)
3. Grunnlag for opplevelse og rekreasjon
 - a. Estetisk/visuell verdi
 - b. Uberørthet
 - c. Sjeldenhet (enestående) / stedstypisk /særegenhet
 - d. Symbolverdi

Sekundære kriterier / prioriteringskriterier

Sårbarhet

Trussel

Tilgjengelighet

Bruksverdi (også kommersiell verdi)

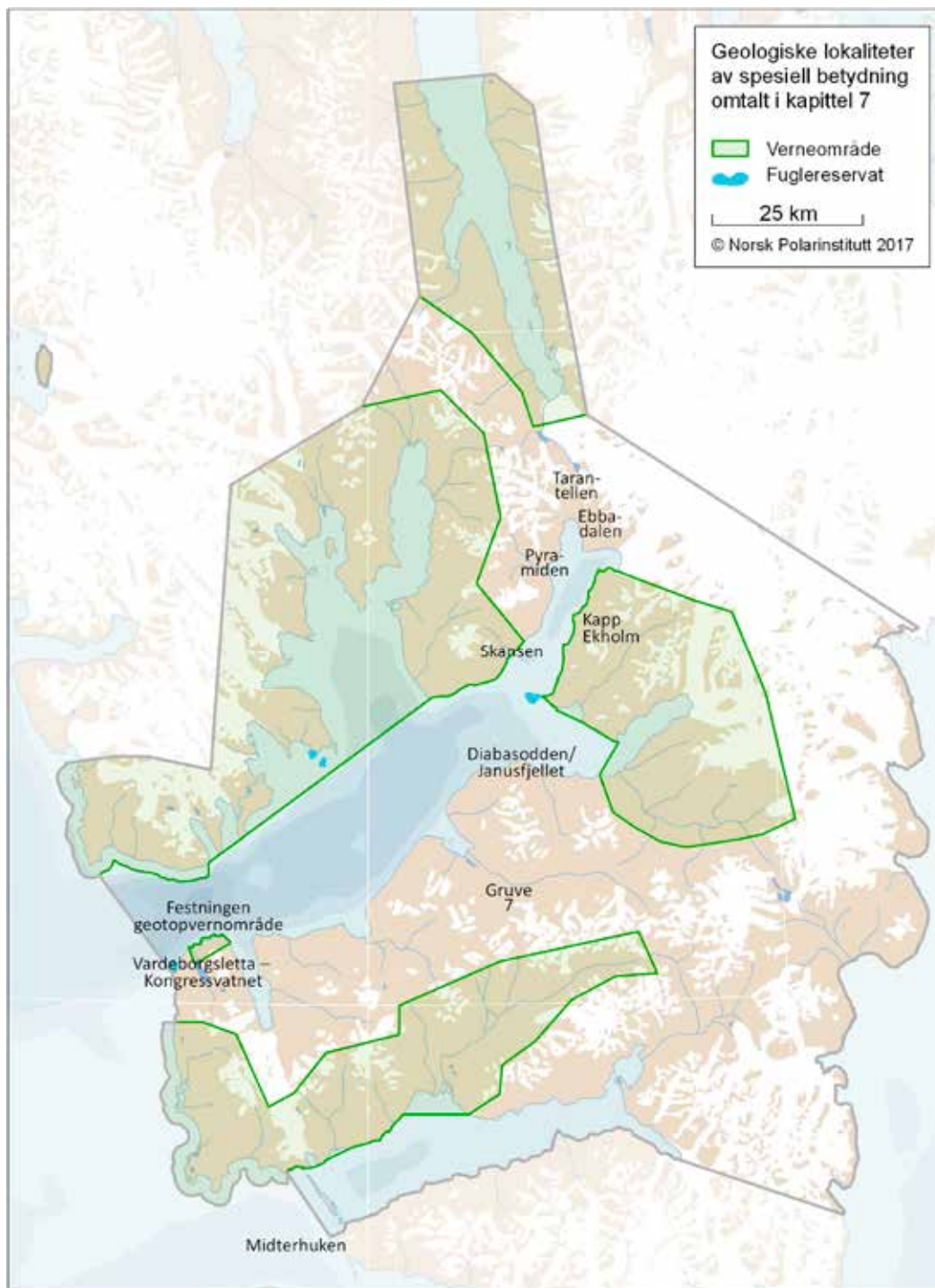
7.3 Lokalteter av spesiell betydning

Dette avsnittet tar for seg lokaliteter som enten illustrerer typiske deler av Svalbards geologi eller spesielt interessante fenomener eller særegenheter (Figur 95).

7.3.1 Diabasodden / Janusfjellet

Virveldyrskjeletter av marine reptiler, fiske- og svaneøgler (Ichthyosaurer og Plesiosaurer) forekommer i jura-bergarter, og ved Diabasodden i Isfjorden er det gravd ut nærmere 60 delvis til hele skjelett av marine reptiler. Dette området har blitt klassifisert som et «Lagerstätte», altså en særdeles rik og internasjonalt viktig fossil-lokalitet (Hurum et al., 2012). I tillegg til at denne lokaliteten er usedvanlig rik på fossiler og at skjelettene er veldig godt bevart, er den viktig fordi den bevarer dyr fra en periode som ellers er lite kjent verden over. Også i eldre bergarter ved Isfjorden, fra trias-perioden, er det dokumentert marine reptiler. Disse forekomstene har vært kjent siden 1864 og er det eneste området i Arktis som forteller historien om perm-trias-grensen og den tidlige evolusjonen av marine reptiler.

Ved kysten av Diabasodden finnes velutviklede søyler av den magmatiske gangbergarten doleritt som er av kritt alder (kritt-tiden var for 146 -66 millioner år siden).



Figur 95: Kart over lokaliteter av spesiell betydning. Kilde: Norsk Polarinstitutt.

7.3.2 Gruve 7

Innimellom kullagene i Gruve 7 er det funnet et sporfossil av uvanlig store fotavtrykk. Sporfossilet tilhører en gruppe utdødde planteetere kalt pantodonter, som ser ut som langbeinte flodhester. Disse var blant de aller første store planteetende pattedyrene.

7.3.3 Pyramiden

Kullforekomstene i Pyramiden er dannet av sumpskog og bregneplanter fra karbon tid (karbontiden var for 360-299 millioner år siden). Skoger bestående av høye (opptil flere titalls meter) karsporevekster dekket deler av Svalbard på denne tida. Typiske fossiler i karbonavsetninger er stammene til segltreet.



Figur 96: Pyramiden. Foto: J. Hilton/D. Bond.

7.3.4 Vardeborgsletta – Kongressvatnet

Området viser et stort mangfold av kvartærgeologiske og geomorfologiske fenomener som termokarst, velutviklet polygonmark, marine terrasser og steinbreer. Karstformer er dannet ved sirkulasjon av grunnvann kombinert med stedvis mangel på permafrost. Kildevannet kan være opptil 10°C. Utløpet av Kongressvatnet ligger 15 m under vannoverflaten og kommer ut igjen i overflaten som en kilde. På Vardeborgsletta finnes dessuten flere vannfylte doliner (innsynkningskratere over kalksteinshuler).



Figur 97: Vardeborgsletta. Til venstre: Polygonmark i forgrunnen og steinbre ved foten av fjellet. Foto: O. Salvigsen. Til høyre: Velutviklede steinringer finnes i området. Foto: O. Salvigsen.

7.3.5 Ebbadalen

Fjellsidene i Ebbadalen viser en godt eksponert lagrekke som illustrerer sedimentologisk og strukturell utvikling av Billefjordtrauet, som er det best bevarte tidligkarbonske avsetningstrau på Svalbard. Synsedimentære normalforkastninger avgrensner vestlige deler av Billefjordtrauet, mens man mot øst kan observere at lagene tynner ut (Figur 98). Trauet kan derfor betegnes som en halvgraben.



Figur 98: Ebbadalen. Foto: W. Dallmann.

7.3.6 Tarantellen

Spektakulær fjellformasjon på den nordlige toppen av Gizehfjellet. Formasjonen består av karbonatrike bergarter tilhørende karbon-perm lagrekken.



Figur 99: Til venstre: Tarantellen. Foto: B. McClelland.

7.3.7 Skansen

Skansen er et storslagent fjell som viser et profil gjennom hele permlagrekken. Fjellet består av karbonatisk og evaporittisk lagrekke avsatt på en kontinentalsokkel. Underst ligger gips- og anhydritlag i Gipshukformasjonen. Det ble forsøkt gruvedrift på gips her i 1918 og igjen på tidlig 1930 tallet, men forsøkene ble fort gitt opp da man skjønnte at gipsen bare var en overflate-omdannelse av anhydritt.

7.3.8 Midterhuken

Denne spektakulære fjellsiden viser hvordan lag har blitt foldet som et resultat av tektoniske bevegelser i paleogen tid.



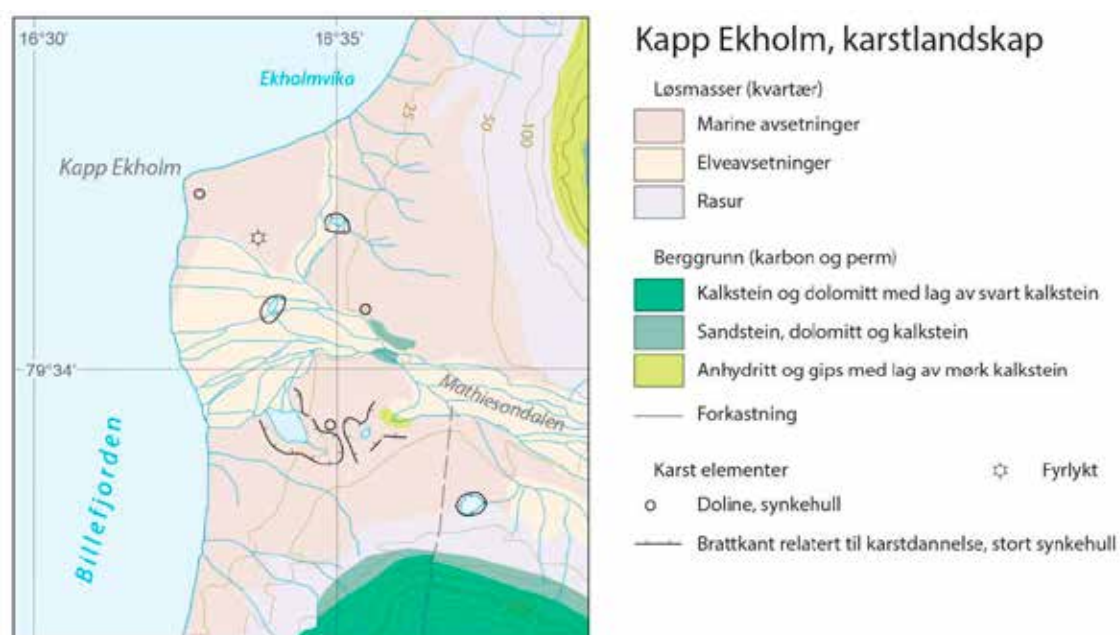
Figur 100: Til venstre: Til høyre: Skansen. Ved siden av dets geologiske innhold er Skansen også et fulglefjell. Foto: W. Dallmann. Til høyre: Midterhuken. Foto: J.R. Eide.

7.3.9 Kapp Ekholm

Karst-landskap har utviklet seg på Kapp Ekholm. Innsjøene er dannet ved at den underliggende berggrunnen som består av anhydritt og gips, er blitt løst opp av vann. På Kapp Ekholm finnes også glasiale avsetninger fra før siste istid, noe som kun er bevart få steder på Svalbard. Ved utgangen av Mathiesondalen finnes det konsoliderte bergarter (konglomerat, sandstein, tilitt) av kvartær (Holocen) alder. Karbonat sementering er en aktiv geologisk prosess i området.



Figur 101: Kapp Ekholm. Foto: O.H. Hansen.



Figur 102: Kart som viser karstlandskap på Kapp Ekholm (modifisert etter Dallmann 2015).

7.4 Festningen geotopvernområde

Festningen geotopvernområde ble opprettet for å beskytte de unike geologiske forekomstene med særskilt vitenskapelig verdi. Geotopvernområdet består av en godt undersøkt og komplett geologisk referanseprofil, forekomster av fossile øglespor og et permafrostområde med spesielle landskapselementer. En mer eller mindre kontinuerlig sedimentær lagrekke fra perm til under kenozoikum (nytiden i geologisk tid) utgjør Festningsprofilen. Profilet ligger i

Svalbards tertiære foldebelte og har en tilnærmet vertikal lagstilling. Profilet brukes i geologisk forskning som et stratigrafisk referanseprofil.



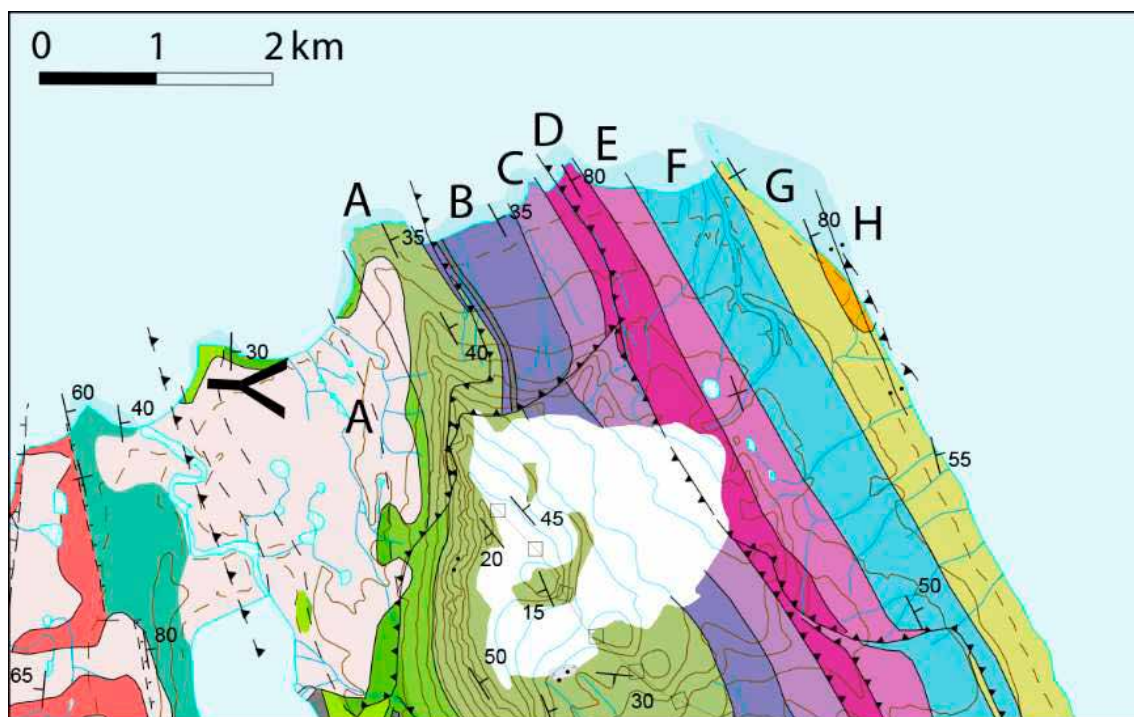
Figur 103: Bergarter som opprinnelig ble avsatt horisontalt er skjøvet slik at lagene står på høykant. Foto: P.I. Myhre.



Figur 104: Lokaliteten med fotavtrykk av dinosaurer. Foto: W. Dallmann.

Ved Festningen fant man i 1960 de første fossile spor etter dinosaurer på Svalbard. Det var fotavtrykk etter en Iguanodon-lignende planteetende dinosaur fra kritt-tida. Fjellveggen med disse fotsprene ligger i dag nedrast på stranden, men flere midre tydelige spor er funnet senere.

7.4.1 Stratigrafi



Figur 105: Geologisk kart over Festningen geotopernområde. Kilde: Norsk Polarinstitutt, med tegnforklaring under.

A Kapp Starostin-formasjonen, sen perm alder, silifisert kalkstein, chert, sandstein, siltstein og leirskifer. Rik på fossiler; kiselsvampnåler (bergartsdannende), kiselsvamper, bryozoer, brachiopoder m.fl. Avsetningsmiljø; åpen shelfavsetning.

B Vardebuktformasjonen, tidligtrias alder, sandstein, siltstein og leirskifer, delvis kalkholdig. Fossiler; ammonitter, muslinger, fisketenner, virveldyrben m. fl. Avsetningsmiljø; kystavsetning med progressive deltalober.

C Tvillingoddformasjonen, tidligtrias alder, sandstein, siltstein og leirskifer. Fossiler (lite); ammonoider, muslinger, brachiopoder m.fl. Avsetningsmiljø; grunn shelfavsetning med innflytelse av deltaer og kystbarrierer.

D Bravaisbergformasjonen, mellomtrias alder, svart leirskifer (fosfatholdig, mulig kildebergart for olje), siltstein, sandstein. Fossiler; ammonoider, muslinger, virveldyrben m.fl. Avsetningsmiljø; deltaavsetning, regressiv

E Kapp Toscana-gruppen, sentrias til tidligjura alder, sandstein, siltstein og leirskifer, noe kull. Fossiler; planterester. Avsetningsmiljø; varierende transgressive og regressive kystnære avsetninger.

F Janusfjellundergruppen, mellomjura til tidligkritt alder, fosfatholdig basalkonglomerat, svart leirskifer og siltstein (mulig kildebergart for olje), sandstein, kalksteinslag. Fossiler; ammonitter. Avsetningsmiljø; åpne shelfavsetninger med perioder hvor bassenget var avskåret fra det åpne hav (oksygenfattig miljø).

G Helvetiafjell- og Carolinefjellformasjonen, tidligkritt alder, sandstein, siltstein og leirskifer, noe kull. Fossiler; ammonitter, muslinger, dinosaur-fotavtrykk. Avsetningsmiljø; kystbarrierer, etter hvert åpen shelf.

H Firkantformasjonen, tidligtertiær alder, konglomerat (overliggende sandsteiner, leirskifre og kullfløtser synes ikke på denne siden av Grønfjorden). Fossiler; svært lite. Avsetningsmiljø; transgresjonskonglomerat.

ef

8 Marine verdier

Etter avtale med Sysselmannen er omtalen og strukturen i dette kapitlet basert på tilsvarende tematikk som i kunnskapsgrunnlaget for Vest-Spitsbergen (Vongraven 2014).

I dette kapitlet gis en oversikt over marine områder med høy verdi (arter og naturtyper) i utredningsområdet, og en vurdering av eventuell sårbarhet for disse. I oversikten er noen av beskrivelsene ganske detaljerte, også når det ikke presenteres data spesifikt for Sentral-Spitsbergen. Dette er gjort for at rapporten skal bidra til en forståelse av de marine systemene som dominerer på Svalbard.

Marine verdier omfatter både arter som gjennomfører hele livssyklusen i havet og arter som kan ha tilhold i kortere eller lenger tid på land/havis, men som er avhengig av havet i forbindelse med fødeopptak, migrasjon osv.

Det er utført en sammenstilling av kjent informasjon om utvalgte, relevante naturtyper på Sentral-Spitsbergen.

Det er gjort en samlet vurdering av alle verdier innenfor utredningsområdet, basert på tilgjengelig informasjon. Manglende informasjon – særlig for lavere trofiske nivå, inkludert bunnsamfunn – utgjør den største begrensingen ved kartfesting av marine verdier. Status og sårbarhet for utvalgte arter av sjøfugl og sjøpattedyr er utdypet i Kapittel 4.1 og 4.3.

Kapittelet inneholder en omtale av ulike naturtyper og organismegrupper. Sårbarhet omtales der det er relevant, og det gjøres en verdivurdering etter et gitt kriteriesett.

8.1 Metodikk

I von Quillfeldt (2002) ble det gjennomført en vurdering av natur- og kulturverdier i havområdene rundt Svalbard. Det ble benyttet et kriteriesett omarbeidet etter Theisen (1997), Gabrielsen et al. (1997), DN (1998), Theisen og Brude (1998), Hop et al. (1998) og Kelleher (1999) (Tabell 15).

Kriteriene fokuserer i første rekke på økologiske og biogeografiske forhold og gir mulighet for å trekke frem særtrekk typisk for et område/et økosystem/en art. Kriteriesettet omhandler videre grad av påvirkning fra menneskelig aktivitet, verdi i forbindelse med naturvitenskaplig undervisning og forskning, eller potensial for økonomiske utnyttning. Konklusjonene fra 2002 er justert og oppdatert med fokus på Sentral-Spitsbergen.

Tabell 15: Utvalgskriterier for vurdering av marine natur- og kulturverdier. Kilde: von Quillfeldt 2002. Eksemplene som er nevnt under de ulike delkriteriene er ikke fullstendig.

Utvalgskriterier	Delkriterier	Detaljer	Noen eksempler	
Overordnet kriterium	Viktighet for representasjon av alle biogeografiske soner, naturtyper, habitater, arter og kulturminner i analyseområdet	<ul style="list-style-type: none"> • Sikre representasjon som er typisk 	<ul style="list-style-type: none"> • Vanlig forekommende • Unikt område, representativt for regionen • Områder som har bevart sin opprinnelige karakter 	<ul style="list-style-type: none"> • Iskanten • Polynyaer • Fuglekolonier • Isskuringsområde
		<ul style="list-style-type: none"> • Sikre representasjon som er særegen 	<ul style="list-style-type: none"> • Sjeldne naturkvaliteter • Områder med innhold truet av menneskelig virksomhet • Spesielt betydningsfulle arter 	<ul style="list-style-type: none"> • Områder nær bosetninger • Områder med stor turistaktivitet • Områder med fiskeriaktiviteter
		<ul style="list-style-type: none"> • Sikre representasjon innenfor et større nettverk 	<ul style="list-style-type: none"> • Sirkumpolar t i Arktis • Nord-sør gradient 	
Utfyllende kriterier	Viktighet for biologisk mangfold	<ul style="list-style-type: none"> • Spesielt stort biologisk mangfold (diversitet) 	<ul style="list-style-type: none"> • Økosystemnivå • Artsnivå • Genetisk nivå 	<ul style="list-style-type: none"> • "Hot-spots"
		<ul style="list-style-type: none"> • Leveområder for spesielle arter/bestander 	<ul style="list-style-type: none"> • Endemiske arter • Sårbare, sjeldne, truede arter * • Økologiske indikatorarter * • Nøkkelarter * • Paraplyarter * • Flaggskip * • Bestander med nasjonal eller internasjonal verneverdi 	<ul style="list-style-type: none"> • Øyer/fuglefjell • Strandsonen • Drivisen • Åpent hav
		<ul style="list-style-type: none"> • Spesielle naturtyper og habitater 	<ul style="list-style-type: none"> • Sjeldne • Truede • Sårbare 	<ul style="list-style-type: none"> • Isolerte øyer
		<ul style="list-style-type: none"> • Grenseområder 	<ul style="list-style-type: none"> • Yttergrense for en eller flere arters utbredelse 	<ul style="list-style-type: none"> • Polarfronten
	Viktighet for biologisk produksjon	<ul style="list-style-type: none"> • Stor biologisk produksjon 	<ul style="list-style-type: none"> • Høy primærproduksjon • Høy sekundærproduksjon 	<ul style="list-style-type: none"> • Oppvellings- og frontområder • Iskantsonen • Permanent isfrie områder i drivisbeltet

Utvalgskriterier	Delkriterier	Detaljer	Noen eksempler
	<ul style="list-style-type: none"> • Store konsentrasjoner av arter eller individer 	<ul style="list-style-type: none"> • Reproduksjonsområder • Oppvekstområder • Nærings-, hvile- og myteområder • Kaste- og hårfellingsområder • Trekk- og vandringsruter 	<ul style="list-style-type: none"> • Fuglefjell • Grunne områder/banker • Iskanten
Kobling mellom marint og terrestrisk miljø	<ul style="list-style-type: none"> • Grad av påvirkning fra marine organismer på terrestrisk miljø 	<ul style="list-style-type: none"> • Vegetasjon ved fuglefjell • Næringsressurs 	<ul style="list-style-type: none"> • Fuglefjell
Überørthet	<ul style="list-style-type: none"> • Graden av menneskeskapt påvirkning 	<ul style="list-style-type: none"> • Tekniske inngrep/arealbruk • Beskatning (fiske/fangst) • Forurensning 	<ul style="list-style-type: none"> • Bentiske områder • Åpent hav • Områder nær bosetninger
Særegenhet og/eller sjeldenhet	<ul style="list-style-type: none"> • Naturverdier 	<ul style="list-style-type: none"> • Særegne/Sjeldne naturtyper 	<ul style="list-style-type: none"> • Kystklipper • Manglende strandterrasser • Enkelte bentiske områder?
	<ul style="list-style-type: none"> • Kulturminneverdier 	<ul style="list-style-type: none"> • Særegne og sjeldne kulturminner 	<ul style="list-style-type: none"> • Forlis iht. skriftlige kilder
Økonomisk betydning	<ul style="list-style-type: none"> • Turisme 	<ul style="list-style-type: none"> • Områder med opplevelsesverdi 	<ul style="list-style-type: none"> • Enkelte strandlokaliteter • Fuglefjell
	<ul style="list-style-type: none"> • Fiske/fangst 	<ul style="list-style-type: none"> • Reproduksjonsområder • Oppvekstområder • Nærings-, hvile, myteområder 	<ul style="list-style-type: none"> • Bentiske områder • Kystområder • Åpent hav
Sosial betydning	<ul style="list-style-type: none"> • Verdi for lokale/internasjonale samfunn 	<ul style="list-style-type: none"> • Historisk verdi • Estetisk verdi • Verdi for rekreasjon 	<ul style="list-style-type: none"> • Kystområdene • Kulturminner
Vitenskapelig verdi	<ul style="list-style-type: none"> • Spesielt vitenskapelig interessante områder/arter/økosystem 	<ul style="list-style-type: none"> • Biologiske- • Geofysiske- • Geologiske forekomster og fenomener • Kulturminner 	<ul style="list-style-type: none"> • Et vidt spekter av områder
	<ul style="list-style-type: none"> • Referanseområder • Kildeverdi 	<ul style="list-style-type: none"> • Forskning • Overvåkning 	<ul style="list-style-type: none"> • Et vidt spekter av områder
Pedagogisk verdi	<ul style="list-style-type: none"> • Typelokaliteter 	<ul style="list-style-type: none"> • Biologiske • Geologiske 	<ul style="list-style-type: none"> • Et vidt spekter av områder
	<ul style="list-style-type: none"> • Illustrering av sammenhenger 	<ul style="list-style-type: none"> • Økologiske • Naturfenomener • Kulturminner og naturmiljø 	<ul style="list-style-type: none"> • Et vidt spekter av områder
Tilgjengelighet	<ul style="list-style-type: none"> • Vitenskapelig aktivitet 		

Utvalgskriterier	Delkriterier	Detaljer	Noen eksempler
	• Pedagogisk aktivitet		
	• Turisme/friluftsliv		
Internasjonal og/eller nasjonal verdi	• Eksisterende forpliktelser	• Ulike avtaler/forpliktelser • Internasjonale konvensjoner	• Et vidt spekter av områder
	• Potensiale for å bli innlemmet i et nasjonalt/internasjonalt system	• Ulike nettverk - verneområder - målestasjoner - forskningsprogram • Internasjonal/nasjonal verneverdi	• Et vidt spekter av områder

8.2 Kartfremstilling av de ulike naturtypene

Systematisk kartlegging av naturtyper er en omfattende prosess og krever et godt kunnskapsgrunnlag. I denne fremstillingen er det gjort et forsøk på å fremstille et kunnskapsgrunnlag, men det er viktig å understreke at dette ikke er en systematisk kartlegging av naturtyper på Sentral-Spitsbergen. Gjennomgangen er basert på eksisterende data, og det er ikke hentet inn noe ny informasjon.

Prosesser på Svalbard, som eksempelvis styrer isbreers utbredelse, har betydning for naturtypenes forekomst. Mange av disse er dynamiske, og dette må tas hensyn til ved videre kartlegging av marine naturverdier.

Bløtbunnsområder i strandsonen (tidevannsflater) er fremstilt på bakgrunn av en gjennomgang av flyfoto samt at det er hentet inn tips fra lokalkjente om kjente tidevannsflater. I tillegg har forskere ved Norsk Polarinstitutt gått gjennom egne kartlegginger og sjekket hvilke tidevannsflater en har opplysninger om at fugl benytter. Opplysningene om registrerte fuglearter i bløtbunnsområdene er hentet fra Polarinstituttets upubliserte notat til KLD om bløtbunnsområder, Benjaminsen et al. (2016).

Sterke tidevannsstrømmer er hentet ut fra tre primærkilder:

1. Den norske los for Svalbard
2. Skipper på toktfartøy
3. Oseanografer ved Norsk Polarinstitutt

Opplysningene om fjorder, herunder kaldtvannsbassenger, terskelfjorder og sterkt sedimentpåvirkede fjorder er hentet fra Quillfeldt et al. (2002). I tillegg har lokalkjente og forskere med lang fartstid i fjordene på Vest- og Sentral-Spitsbergen gitt innspill. Fjorder med brefronter er digitalisert fra Landsat8-satellittbilder fra 2016. Opplysninger om laguner og observerte fuglearter i disse områdene er hentet fra Haug og Myhre (2016) sin rapport om naturtyper på Svalbard.

Israndavsetningene er hentet fra publikasjoner på glasiiale avsetninger på Vest-Spitsbergen, formidlet av Mathias Forwick ved Universitetet i Tromsø. Norsk Polarinstitutt ved Seksjon for geologi og geofysikk har gått gjennom publikasjonene og valgt ut de største

moreneavsetningene og disse er så tegnet inn på kart. Følgende publikasjoner er benyttet i arbeidet: Ottesen og Dowdeswell. (2009), Forwick et al. (2010).

8.3 Datagrunnlag

Generell omtale av fysisk miljø, påvirkning, sårbarhet og naturtyper er hentet fra beskrivelsen av marine verdier i havområdene rundt Svalbard (von Quillfeldt 2002), det faglige grunnlaget for forvaltningsplanen for Barentshavet (Føyn et al. 2002, Olsen og von Quillfeldt 2003, Anon 2005), kunnskapsgrunnlaget for de store nasjonalparkene og fuglereservatene på Vest-Spitsbergen (Vongraven 2014), naturtyperapporten om laguner og pollers betydning på Svalbard (Haug og Myhre 2016), Benjaminsen et al. (2016) og DN veileder (2007). Bekkby (2017) sin rapport om naturtyper på Svalbard skulle opprinnelig inneholde detaljert informasjon om både Kongsfjorden og Isfjorden, men grunnet dårlig datagrunnlag for sistnevnte ble fokusområdet i rapporten kun Kongsfjorden.

8.4 Naturtyper og viktige leveområder

Særlig verdifulle områder er ofte områder som er viktige for naturmangfold og biologisk produksjon. I det marine miljø finnes slike områder ofte der det er spesielle oseanografiske eller topografiske forhold (strømsterke områder, fjorder og laguner, retensjonsområder, fjæresonen). I tillegg tar marine organismer i bruk ulike habitater i ulike deler av sine livsløp. Slike områder omfatter f.eks. gyte- og oppvekstområder. Områder som er viktige for ulike stadier i livshistorien for marine arter er identifisert separat (se Tabell 16).

8.4.1 Indre Wijdefjorden nasjonalpark

Kunnskap om de marinbiologiske forholdene i Indre Wijdefjorden nasjonalpark er mangelfull. Området er lite besøkt, og få forskningsprosjekter har fokusert på den indre delen av fjorden som er dekket av Indre Wijdefjorden nasjonalpark. Det er også ytterst lite skipstrafikk i området.

Wijdefjorden er den lengste fjorden på Spitsbergen, og åpningen peker mot nord, noe som påvirker de klimatiske forholdene ved at fjorden hovedsakelig er påvirket av arktiske vannmasser. Det er kun tilstrømming av atlantehavsvann når Vestspitsbergenstrømmen har spesielt høy aktivitet. Fjorden har kaldtvannsbasseng som skaper en karakteristisk fauna, terskel, og høy sedimentering innerst. Dette gir mange forskjellige marine habitater, og medfører sannsynligvis en stor artsdiversitet i området. Området innerst i Wijdefjorden har vist seg å være en «hot spot» for bunnlevende dyreplankton som amfipoder (Beuchel et al. 2014). Disse artene er spesielt sårbare for oljesøl (Weslawski et al. 1997). Moy (2015) påviste tilstedeværelsen av flere arter av makroalger i området rett nord for Krosspynten. *Calanus glacialis* er den dominerende hoppekrepsarten i fjorden. I tillegg legger isen seg ofte tidlig innerst i fjorden og utgjør oppholdsområder for sjøpattedyr assosiert med havis.

På Austfjordnes innerst i Wijdefjorden finnes det en operativ fangststasjon. I områdene rundt stasjonen jakes det blant annet på storkobbe. Kaldtvannsbasseng fører ofte til en rik bunnfauna, og vil derfor utgjøre gode områder for storkobbe som lever av bunndyr. Området er også et kjent kasteområde for ringsel, og det blir jevnlig observert isbjørn rundt fangststasjonen. Forekomst av hvithval innerst i fjorden har blitt påvist ved hjelp av tracking (Figur 53).

Elveutløpet til Einsteinvatnet, der det er kjent bestand av svalbardrøye, renner ut i Indre Wijdefjord nasjonalpark. Dette muliggjør tilstedeværelsen av røye i området, men dette er foreløpig ikke bekreftet. Lagunen på Riddarpynten har åpning innenfor 10 km av elveutløpet, og er et mulig oppholdssted for eventuell røye i fjorden (Haug og Myhre 2016).

Å si noe om den økologiske tilstanden til de marine verdiene i Indre Wijdefjorden er på dette tidspunktet ikke mulig. Videre kartlegging og overvåking er nødvendig for å få en oversikt over biologien i området. Det bør allikevel merkes at tilstedeværelsen av arter som bunnlevende amfipoder viser at området kan være sårbart for påvirkning fra f.eks. skipstrafikk.

8.4.2 Aktuelle naturtyper

Enkelte områder har høyere biologisk mangfold eller spesielle topografiske, fysiske eller kjemiske forhold som definerer levestedet som habitat. Slike geografiske områder er viktige å kjenne til. Norske miljømyndigheter har laget en veileder over slike områder, såkalte naturtyper, som er enten sjeldne i seg selv, som huser et rikt artsmangfold, eller har en spesiell økologisk funksjon (DN 2007). Veilederen er ikke laget for Svalbard, men enkelte temaer er relevante også for øygruppen og Sentral-Spitsbergen. Naturtypene kan f.eks. være aktuelle som nærings- og/eller overvintringsområder for sjøfugl og sjøpattedyr, som eksempelvis tareskoger, strømsterke sund eller store bløtbunnsområder (Tabell 16).

Tabell 16: Oversikt over aktuelle naturtyper for Svalbard og andre viktige leveområder omtalt i relevante publikasjoner.

	DN veileder (2007)	Von Quillfeldt et al. (2002)	Føyn et al. (2002)	Haug og Myhre (2016)	Benjaminsen et al. (2016)
Tareskog	X	X	X		
Sterke tidevannsstrømmer/trange sund	X	X	X		
Fjorder med naturlig lavt oksygeninnhold	X				
Dype fjordområder	X				
Poller	X			X	
Littoralbasseng	X	X	X		
Israndavsetninger/terskler	X	X	X		
Bløtbunnsområder i strandsonen/tidevannsflater	X	X	X		X
Littoralsonen		X	X		
Korallforekomster	X	X			
Løstliggende kalkalger	X				
Skjellsandforekomster	X				
Polynier		X	X		
Iskant		X	X		
Menneskeskapte habitater		X	X		
Fjord (bla fjorder med kaldtvannsbasseng, fjorder med brefronter, sterkt sedimentpåvirkede fjorder)		X	X		
Kobbekjær		X			
Livshistorisk viktige områder for sjøfugl og sjøpattedyr		X	X		X
Laguner				X	

I rapporten om marine verdier i havområdene rundt Svalbard og underlagsmaterialet til den første forvaltningsplanen for Lofoten og Barentshavet (Miljøverndepartementet 2006), er det også beskrevet enkelte marine naturtyper ved Svalbard, bl.a. iskant, polynier, trange og

strømrike sund, tareskog, tidevannsfleter, fjæra/littoralen og habitater skapt av mennesker (Føyn et al. 2002, von Quillfeldt et al. 2002).

En rødlistet naturtype på Svalbard er tareskoghunn, som har rødlistestatus nær truet (NT). Grunnen til dette er påvirkning fra blant annet beitende kråkeboller, samt i kalkalger som vokser løstliggende på bunnen (dvs. rhodolitter, mergel-bunner), fjorder og kiler. De tre sistnevnte har status utilstrekkelig data (DD). I rødlisten for naturtyper er en rødlistet fjord en lang og smal havinnbukting som er overfordypet innenfor en markert terskel nær munningen og med begrenset utskifting av bunnvann, mens kil defineres som smal og grunn havbukt som ikke er glasialt overfordypet, dvs. som mangler markert terskel og derfor har en mer eller mindre jevnt økende dybde utover mot munningen slik at bunnvannet skiftes regelmessig ut.

Rødlistestatusen til denne naturtypen er basert på kartlegging og modeller laget for fastlands-Norge. Det er lite som tyder på at tareskog på Svalbard er utsatt for beiting av kråkeboller i en slik grad at det kan betegnes som en trussel per idag. Mindre havis og derved bedre lysforhold og lengre vekstsesong bidrar tvert imot til bedre vekstvilkår for tareskog, dette har bl.a. vært observert i Kongsfjorden og Smeerenburgfjorden (Kortsch et al. 2012) på vestkysten av Svalbard. Økt temperatur kan imidlertid også føre til økt vekst av kråkeboller, og mer beiting av tareskog. Lydersen et al. (2009) har en mer omfattende omtale av miljøforhold og påvirkningsfaktorer som er antatt å ha størst betydning for rødlistearter på Svalbard.

De ulike naturtypene som forekommer på Svalbard beskrives nedenfor, inkludert dagens eller fremtidig påvirkning eller trussel for naturtypen.

8.4.3 Fjæra (littoralsonen)

Sonen som går fra laveste lavvannsnivå til øverst i bølgesprøytsonen kalles littoralen. Den kjennetegnes av et åpent økosystem på grensen mellom land og hav. Det vil være store naturlige sesongvariasjoner. Ulike faktorer som topografi (herunder grad av littoralbassenger), substrat (sand, mudder leire, rullestein, fjell), eksponeringsgrad for vind og bølger, tidevanns-amplitude, type vannmasse og grad av isskuring er med på å avgjøre fjæresonens egenskaper. Littoralsonen deles ofte i hardbunnsfjære og bløtbunnsfjære, som igjen kan deles ytterligere (se under). På fastlandet er det en mer eller mindre tydelig sonering av ulike typer av organismer nedover i dypet, men dette er ikke like tydelig på Svalbard.

Littoralen er generelt et artsrikt system, men forekomst av arter er i arktiske områder i stor grad styrt av graden av isskuring. Dette er hovedårsaken til at det ikke finnes fastsittende flerårsorganismer der, med unntak av lokaliteter som er beskyttet mot isskuring (f.eks. enkelte skjær ytterst på vestkysten av Spitsbergen og hele/deler av fjorder på vestkysten de senere årene). Eventuelle dyr vil i hovedsak være bevegelige dyr som i store deler av året lever i områder som ikke påvirkes av isskuring.

Drivis og isfjell kan skure bunnen ned til 15–20 m i kystområdene, men vanligst ned til 5–10 m. Selv om isen skurer mot bunnen slik at forekomst av arter påvirkes, kan organismer overleve i hulrom og sprekker. Isskuringsmerker etter isfjell fra breer har vært observert ned til 30 m (Bråsvellbreen på Nordaustlandet).

Moe og Brude (2002) omtaler både noen sporadiske, lokalspesifikke studier og noen mer helhetlige kvantitative studier av Svalbards fjæresamfunn. Basert på bl.a. fysiske karaktertrekk (bl.a. substrat) og ulike samfunn (inkl. artsnivå) er det identifisert 21 forskjellige kysttyper i littoralen på Svalbard. Substratfordeling (blokkstrand, leirstrand, sandstrand, sand-

og steinstrand, sand- og steinstrand m/enkeltblokker) langs kysten av Svalbard er framstilt i kart. Det vises også til Weslawski et al. (1993) som grupperte floraen og faunaen i fire hovedsamfunn:

- Børstemarksamfunn (Oligochaeta): grus- og sandstrender med sediment i bevegelse, ofte eksponert for is og bølger.
- Tangloppe I-samfunn (Onisimus): tidevannsflater og brepåvirkede områder.
- Tangloppe II-samfunn (Gammarus): beskyttede strender med store, løse steiner.
- Tang-/rursamfunn (Fucus–Balanus): fast underlag og det samfunn med høyest biomasse og tetthet av arter (særlig langs vestkysten og i munningen av fjorder som er påvirket av atlantisk vann).

Påvirkning/ trusler/sårbarhet

Endrede isforhold er den faktoren som i dag har størst effekt i fjæresonen på Svalbard. Mange områder med årlig isdekke er nå isfrie året rundt. Dette kan føre til økt andel av flerårige organismer i littoralsonen. Imidlertid vil økt ferskvannstilførsel, inkl. økt tilførsel av sedimenter også virke inn på hvilke arter og totalt antall arter. Videre vil fravær av is i den delen av året med dårligst vær kunne føre til økt erosjon (som følge av økt bølgeeksponering) og saltpåvirkning innover land. Nær bosettingene vil lokal forurensning og tilførsel av ferskvann, partikler og næringssalter være potensielle påvirkninger.

8.4.4 Større tareskogsområder

Hardbunnsområder nedenfor lavvannsgrensen, som ikke har vært utsatt for isskuring eller kråkebollebeiting, kan ha en velutviklet tareskog. Slik tareskog finner vi langs store deler av kysten og de har også bl.a. blitt observert på nordsiden av Svalbard, inkl. Nordvest-Spitsbergen nasjonalpark. Generelt har tareskog høy produksjon og naturmangfold, og områder med større sammenhengende tareskoger anses som betydningsfulle. Hvilke arter som dominerer avhenger bl.a. av artenes preferanse for lys, bunnforhold, eksponeringsgrad og temperatur. Grad av avrenning av partikler fra land vil påvirke tareskogen ved at partiklene reduserer mengde lys i vannet. I varierende grad kan dessuten partikler akkumuleres på algenes overflate og dermed redusere fotosyntesehastigheten. Tareskogene er yngle- og oppvekstområder for fisk og krepsdyr, samt viktige næringsområder for både fisk og sjøfugl.

Per dags dato har man ikke tilstrekkelig kunnskap til å peke ut enkeltområder som særskilt viktige større tareskogsområder på Sentral-Spitsbergen. Rundt Sagaskjæret i Isfjorden er det riktignok registrert flere arter av tare, i særlig økende grad i littoralsonen som følge av varmere vann og mindre isskuring (Fredriksen et al. 2015). Utenfor Kapp Starostin ytterst i Isfjorden er det også rapportert om tett tareskog med bløtbunnsfauna (Beuchel et al. 2015), men en grundig kartlegging av denne naturtypen har enda ikke blitt gjennomført.

Påvirkning/Trusler/Sårbarhet

Som allerede nevnt, er bl.a. kråkebollebeiting på tareskog årsak til at tareskog har havnet på norsk rødliste for naturtyper. Imidlertid vises det samtidig til at det finnes begrenset kunnskap om tilstand for Svalbard, men at det som finnes tyder på varierende tilstand og at kråkebollebeiting stort sett forekommer lokalt. I Kongsfjorden på Vest-Spitsbergen finnes det for eksempel en del kråkeboller, men bestanden holdes nede av en stor populasjon ærfugl som lever av disse og dermed minimaliserer graden av kråkebollebeiting på tareskogen. Andre steder, som på Kapp Mitra, er kråkebollebeiting mer dominerende (Hop et al. 2016).

Økt tilførsel av ferskvann og partikler vil kunne påvirke vekst og forekomst samtidig som at mindre havis og derved bedre lysforhold og lengre vekstsesong bidrar til bedre vekstvilkår for tareskog.

8.4.5 Sterke tidevannsstrømmer

Sterke tidevannsstrømmer kan gi fauna ulik den i nærliggende bunnområder med mindre strømeksposering. Også type substrat påvirkes. Oftest er det grus, stein eller fast fjell hvor størrelse på grus- og steinpartikler samsvarer med strømeksposeringen. Artsantallet er ofte redusert, men med økt individtetthet for strømtilpassede organismer. Gode miljøbetingelser gir som regel høy produksjon. Oftest er organismene fastsittende med spesielt god evne til å feste seg til substratet. Form på organismene varierer med eksponering; de kan være mer strømlinjeformet ved sterk strøm. Morfologien hos makroalger påvirkes f.eks. ved at det utvikles smalbladete former for å hindre at de rives i stykker. Sterk strøm fører dessuten til god næringstilførsel slik at stor overflate for næringsopptak blir mindre viktig enn i mer stillestående vann. I områder med sand og grus må organismene være i stand til å tåle skuring fra partikler som virvles opp av strømmen. Det er mange kolonidannende organismer (sjøpunger, mosdyr, huldyr, svamp). Disse filtrerer vannmassene for næringsøk, fordi sterk strøm fører til økt tilgang på små partikler som planktonorganismer. Gode miljøbetingelser gir som regel høy produksjon og individtetthet av strømtilpassede organismer. I tillegg vil sterk strøm redusere effekten av predatorer. F.eks. vil redusert kråkebollebeiting i slike områder gi muligheter for godt utviklet tareskog. I vanligvis isfylte områder vil også isforholdene bli påvirket i trange sund. På Svalbard er f.eks. Akselsundet vanligvis isfritt hele året.

På Sentral-Spitsbergen er Akselsundet det eneste området med sterk tidevannsstrøm (Figur 106).



Figur 106: Sterke tidevannsstrømmer på Sentral-Spitsbergen. Akselsundet er markert.

Ifølge Den norske los 7 (2011) er denne strømmen svært kraftig, og når opp i 5-6 knop med strømvirvler. I tillegg fører den sterke strømmen i Akselsundet til at sundet vanligvis er isfritt hele året. Derfor kan området ha betydning for overvintrende sjøfugl, men dette er dårlig kartlagt.

Påvirkning/trusler/Sårbarhet

Truslene mot slike områder på Svalbard (særlig Akselsundet) er først og fremst knyttet til farledsutbedring, inkludert mudring, med påfølgende endring av strømforholdene.

8.4.6 Bløtbunnsområder i strandsonen/tidevannsflater

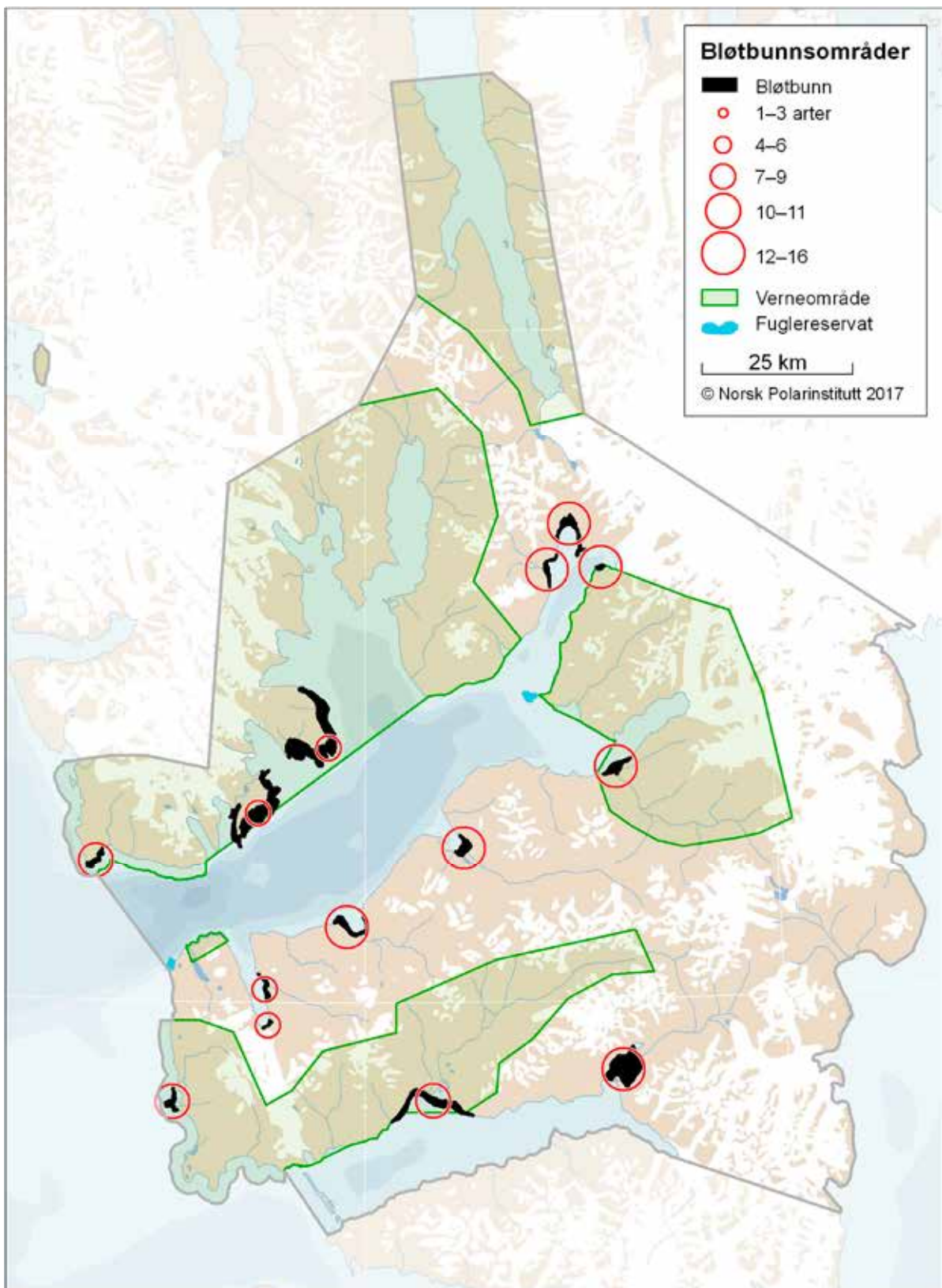
Tidevannsflater er grunne områder som ofte eksponeres i luft ved lavvann. Dette stiller spesielle krav til organismer for å overleve. Tidevannsflater forekommer ofte ved utløp av elver og har følgelig stor ferskvannspåvirkning. Typisk er dominans av ikke-permanente samfunn hvor arter tilføres fra nærmeste sublittorale område. Det er ofte en dominans av spesialiserte arter. I slike områder vil effekten av vind og strøm resultere i at brakkvannslag og salt bunnvann blandes, men det vil være en skarp salinitetsgradient i overgangen mellom grunt og dypere område. Dette vil som regel gjenspeile seg i en økning i antall bunndyr. Store, tidevannspåvirkede leireområder er viktige som beiteområder for bl.a. fugl. Naturtypen er også et viktig miljøarkiv.

En rekke områder langs Sentral-Spitsbergen består av slike tidevannsflater, gjerne i tilknytning til elveutløp. Bløtbunnsområder i utredningsområdet finnes i Braganzavågen og Kaldbukta i Van Mijenfjorden, Colesbukta, Bohemanneset og Flytangen i Isfjorden, samt Grønfjorden, Adventfjorden, Sassenfjorden og Billefjorden. I tillegg finnes det Ramsar-område på Gåsøyane utenfor Bünslow Land. I disse områdene er det også mange registreringer av fugl. Et arbeid Polarinstituttet gjorde på oppdrag fra KLD sammenstilte informasjon om dette temaet, omtalt i et notat av Benjaminsen et al. (2016). Under vises en figur som er hentet fra notatet, modifisert for utredningsområdet (Figur 107).

Registreringene i tabellen nedenfor er basert på forskjellige typer kunnskapsinnhenting, noe som medfører fire forskjellige kategorier av kunnskapsstatus. Kunnskapsstatus «god» gjelder de dataene som er samlet inn av forskere gjennom systematiske registreringer og kartlegging av våtmarksområder. Status «middels» gjelder lokaliteter som nevnes i rapporter, artikler og enkelte databaser. Generelt sett regnes dette også som gode datakilder, men noen kan være utdaterte eller basert på få observasjoner. Status «begrenset» gjelder data som stammer fra registreringer av kvalifisert personell (f.eks. Norsk Polarinstitutt), men dataene er av eldre dato, og kan derfor inneholde mangler og kunnskapshull. «Svært begrenset» kunnskapsstatus er lokaliteter som kun er basert på registreringer på www.artsobservasjoner.no, og dermed ikke har noen form for kvalitetssikring (Benjaminsen et al. 2016).

Påvirkning/Trusler/Sårbarhet

På fastlandet er truslene mot slike områder utbygging, mudring og uttak av grus/sand, men kanskje med unntak av helt lokalt, neppe like relevant for Svalbard.



Figur 107: Bløtbunnsområder med fugleobservasjoner på Sentral-Spitsbergen. Kilde. Benjaminsen et al. 2016.

Tabell 17: Oversikt over bløtbunnsområder på Sentral-Spitsbergen og antall registrerte arter i området. For detaljert informasjon, se Benjaminsen et al. (2016). Rødlisterkategorier registrert for arter på bløtbunn er kritisk truet (CR), sterkt truet (EN), sårbar (VU) og nær truet (NT).

Lokalitet	Område	Nasjonalpark	Ant. registrerte arter	Ant. rødlistede (CR, EN, VU, NT)	Kunnskapsstatus
Braganzavågen/ Crednermorenen	Nordenskiöld Land	-	12	6	God
Adventsdeltaet	Nordenskiöld Land	-	16	11	God
Utløpet av Reindalen/ Reindalsdeltaet	Nordenskiöld Land	Nordenskiöld Land	10	6	Middels
Sentralbukta, Petuniabukta og Mimerbukta (innerst i Billefjorden)	Bünslow Land	-	14	8	Middels
Strandlinuten, Varmingnuten (Grønfjorden)	Nordenskiöld Land	-	8	3	Begrenset
Utløpet av Sassendalen, inkl. Vindodden	Nordenskiöld Land	Deler av Sassen-Bünslow Land	15	7	Begrenset
Bohemanflya	Oscar II Land	Nordre Isfjorden	9	3	Begrenset
Erdmanflya	Oscar II Land	Nordre Isfjorden	8	3	Begrenset
Kysten av Daudmannsøyra	Oscar II Land	Nordre Isfjorden	11	4	Begrenset
Nordenskiöld-kysten	Nordenskiöld Land	Nordenskiöld Land	10	4	Begrenset
Colesbukta	Nordenskiöld Land	-	12	5	Svært begrenset

8.4.7 Fjorder

Fjorder er delvis avstengte marine systemer, og en rekke faktorer bestemmer fjordøkologien. Slike faktorer er blant annet topografi, bassengvolum, terskeldyp, tidevann, tilførsel av ferskvann og sedimentering.

Innenfor utredningsområdet er det en rekke fjorder som dekkes helt eller delvis av en nasjonalpark. Disse er Wijdefjorden (Indre Wijdefjorden nasjonalpark), Ekmanfjorden, Dicksonfjorden og Nordfjorden (Nordre Isfjorden nasjonalpark), Tempelfjorden (Sassen-Bünslow Land nasjonalpark), og Kaldbukta i Van Mijenfjorden (Nordenskiöld Land nasjonalpark).

Eventuelle terskler er viktige for utvekslingen av vann mellom fjord og kysten utenfor. Fjordene på Svalbard kan skilles i to typer, de med terskel (f.eks. Dicksonfjorden og Van Mijenfjorden) og de uten eller med mindre tydelig terskel (f.eks. Billefjorden, Adventfjorden og Grønfjorden). Deler av Isfjorden er ganske åpen og dyp med bløtbunn, mens Kapp Linné-munningen av Grønfjorden har lite sedimentering pga. helning.

Ofte er det forskjell i artsdiversitet langs en gradient fra innerst til ytterst i en fjord (Holte et al. 1996, Voronkov et al. 2013). Ferskvannstilførsel og sedimentering er eksempler på fysiske faktorer som kan ha avgjørende betydning. Dette gjenspeiler seg i et rikere benthosfunn (og til dels andre arter) ved munningen av mange fjorder og ofte en tilsvarende økning av antall benthosetende organismer.

Dersom man betrakter en hel fjord vil den totale diversiteten kunne bli relativt høy som følge av forskjellene nevnt ovenfor, og særlig i de fjordene som i tillegg har kaldtvannsbassenger med en artssammensetning som skiller seg fra den i resten av fjorden (Holte 1998).

Issmelting i fjordene vil føre til stabile vannmasser med smeltevann i de øverste vannlag som gir grunnlag for stor primærproduksjon, forutsatt at ikke tilførsel av sediment er så stor at det blir ugunstige lysforhold. Imidlertid er ofte maksimal avrenning fra land senere på sommeren.

Storslagen natur (fjell, breer, rikt dyreliv m.m.) gir mange av fjordene stor estetisk verdi. Kulturminner bidrar også til at mange av fjordene har stor historisk interesse. Flere av fjordene er derfor hyppig besøkt i forbindelse med cruiseturisme. Noe fiskeri, særlig reke, forekommer også i Isfjorden.

Fordi effekten av ulike miljøfaktorer vil variere i en fjord, vil fjorder som påvirkes av mange ulike miljøfaktorer være godt egnet til å gi en økt forståelse av hvordan biodiversiteten påvirkes ved at sammensetning, mengde og utbredelse av artene vil variere som følge av miljøet. Dersom fjorden er influert av atlantisk vann vil det dessuten føre til forekomster av både boreale og arktiske arter som fordeler seg i henhold til hvor de ulike vannmassene dominerer.

Det er viktig med forskningsinnsats og overvåking i områder som ved langsiktige studier gir økt forståelse av hvordan eventuelle klimaforandringer påvirker miljøet. Fjorder vil være egnet i så måte. Global oppvarming vil sannsynligvis føre til mer nedbør og økt smelting og dermed økt tilførsel av vann til fjordene, noe som i sin tur kan føre til at artssammensetningen endres. På vestkysten av Svalbard vil dessuten en eventuell økt tilførsel av atlantisk vann ha en effekt, særlig der hvor fravær av terskel gir god utveksling av vann mellom fjord og kysten utenfor, som i Isfjorden.

Både norske og utenlandske institusjoner utfører systematiske undersøkelser (kjemi, biologi, oseanografi) i mange av fjordene (og farvannene rundt) på Svalbard, bl.a. i Isfjorden med tilknyttede fjorder (Grønfjorden, Adventfjorden, Billefjorden).

Systematiske undersøkelser over lang tid har i seg selv stor vitenskapelig verdi. Flere bentske lokaliteter på Svalbard har blitt regelmessig undersøkt/fotografert siden 1980 (i Smeerenburgfjorden, og i Kongsfjorden). Pelagisk miljø har vært overvåket basert på stasjoner langs faste transekter (f.eks. i Kongsfjorden siden 1996) eller basert på rigger med undervannsobservatorier (Isfjorden siden 2006). Dette gir bl.a. kunnskap om naturlige variasjoner i biotisk miljø sett i relasjon til fysiske faktorer som sedimentering, temperatur og ferskvannspåvirkning. Flora og fauna fra Isfjorden og andre områder har vært gjenstand for sporadiske undersøkelser siden den gang, men ikke som ledd i noen systematisk overvåking.

Den marine undervisningen (marin geologi, biologi, oseanografi) på UNIS forgår bl.a. i Isfjorden, Billefjorden, Van Mijenfjorden og Wijdefjorden. Lokalitetene er valgt på grunnlag av spesielle biologiske eller fysiske egenskaper, samt områdenes tilgjengelighet. Isfjorden og Van Mijenfjorden er begge tilgjengelige året rundt ved at man benytter snøskuter om vinteren.

Mange av lokalitetene besøkes regelmessig gjennom året, og år etter år. Ved å følge utviklingen over tid vil man få en økt forståelse av dynamikken i det fysiske miljøet og hvordan marine økosystemer påvirkes.

Påvirkning/Trusler/Sårbarhet

På Svalbard er truslene mot fjorder knyttet til ulovlige utslipp fra skip, skipsforlis og annen forurensning, i tillegg til lokal påvirkning rundt bosettingene. Grunnstøtinger kan føre til lokale oljesøl og tilgrising av strender og dyreliv. Ansamlinger av sjøfugl på næringsøk ved brefronter er spesielt utsatt. Lokale forstyrrelser av dyreliv kan forekomme i forbindelse med cruiseturisme. Enkelte fjorder har også fiskeri. Særlig rekefiske kan påvirke bunnsamfunnene. Videre vil klimaendringer og havforsuring kunne påvirke både direkte og indirekte ved at miljøbetingelsene endres (isdekke, temperatur, lysforhold, næringsstilgang, osv.). F.eks. har fastis foran brefronter minket eller forsvunnet siden 2007 i mange fjorder. I tillegg vil mange av isbreene trekke seg tilbake og ende opp på land og dermed forsvinner dette viktige furasjeringshabitatet for sjøfugl og marine pattedyr. Fjorder med og uten terskel vil sannsynligvis respondere forskjellig på eventuelle klimaendringer, noe som vil føre til ulik utvikling av de bentiske samfunnene (Renaud et al. 2007).

Under gis noen flere detaljer om ulike fjordtyper.

8.4.7.1 Spesielt dype fjorder

Dypere deler av fjorder kan opptre/fungere som konservative miljø pga. bassengvannets treghet som reduserer effektene av korttids- (sesong til sesong/år til år) eller meteorologiske endringer. I dypområder kan det biologiske mangfoldet være svært forskjellig fra det en finner på grunnere farvann.

Den dypeste fjorden på Sentral-Spitsbergen er Isfjorden, der Svensksunddjupet ved inngangen til fjorden er på 424 meters dyp.

8.4.7.2 Kaldtvannsbasseng

Isolerte kaldtvannsbasseng i terskelfjorder og andre områder påvirket av arktisk vann, har en egen fauna (bl.a. typiske arter som *Portlandia arctica* og *Yoldiella* spp. – arktiske muslinger) sammenlignet med områdene rundt. I motsetning til på fastlandet vil vannmassene som regel bli skiftet ut som følge av isdannelse og påfølgende dypvannsdannelse. Følgelig er det ofte snakk om aerobe basseng med relativt rik biodiversitet. Billefjorden, Van Mijenfjorden og Wijdefjorden har kaldtvannsbasseng (Figur 108). På grunn av stor sedimentering og et terskeldyp som gir mangelfull utskifting mellom fjorden og kysten utenfor, har imidlertid Van Mijenfjorden relativt lav diversitet. Dog er enkelte typiske arktiske arter (eks. *P. arctica*) registrert. Her er det derfor forekomst av arktiske arter mer enn høy biodiversitet som indikerer at det er et kaldtvannsbasseng.

8.4.7.3 Terskelfjorder

Fjorder med særlig grunne terskler har begrenset vannutskifting, noe som igjen påvirker fjordøkologien (Figur 108). Typiske terskelfjorder og andre fjorder med fint sediment i de dype delene av fjorden (f. eks. Van Mijenfjorden og Dicksonfjorden) har dominans av få, men karakteristiske arter (eks. børstemark og bløtdyr). En teori påpeker også at tilførsel av brevann om sommeren i Kongsfjorden på Vest-Spitsbergen kan medføre massedød av zooplankton i overflaten, som så føres vekk og til sist synker, noe som fører til opphopning på innsiden av

terskelen og dermed god næringstilgang for benthos (Legezyńska 1998). Lignende prosesser kan foregå i terskelfjorder på Sentral-Spitsbergen, men detaljert kunnskap om dette mangler.

8.4.7.4 Sterkt sedimentpåvirkede fjorder

Mange av fjordene på Svalbard har stor avrenning fra land, ofte store elveutløp innerst i en fjord, eventuelt andre steder, bresmelting. Dette gjelder bl.a. Van Mijenfjorden (ekstra dårlig utveksling pga. Akseløya som sperrer store deler av munningen), Adventfjorden, Dicksonfjorden og Ekmanfjorden. Stor avrenning fra land i fjordene fører til et stabilt overflatelag med lav saltholdighet og dermed redusert omrøring. Samtidig fører tilførsel av partikler til redusert lysgjennomtrengning i vannet og stor sedimentering mot bunnen noe som er en viktig regulerende faktor for produksjon og forekomst av bentiske arter. Bre-indusert sedimentering kan være dødelig for biota i enkelte områder i perioder av året (f. eks. innerst i Van Mijenfjorden). Stor sedimentering innerst i en fjord fører til at benthosetende arter (f. eks. storkobbe) har størst forekomst i ytre deler av fjorden hvor bunnen er mindre påvirket av sedimentering.

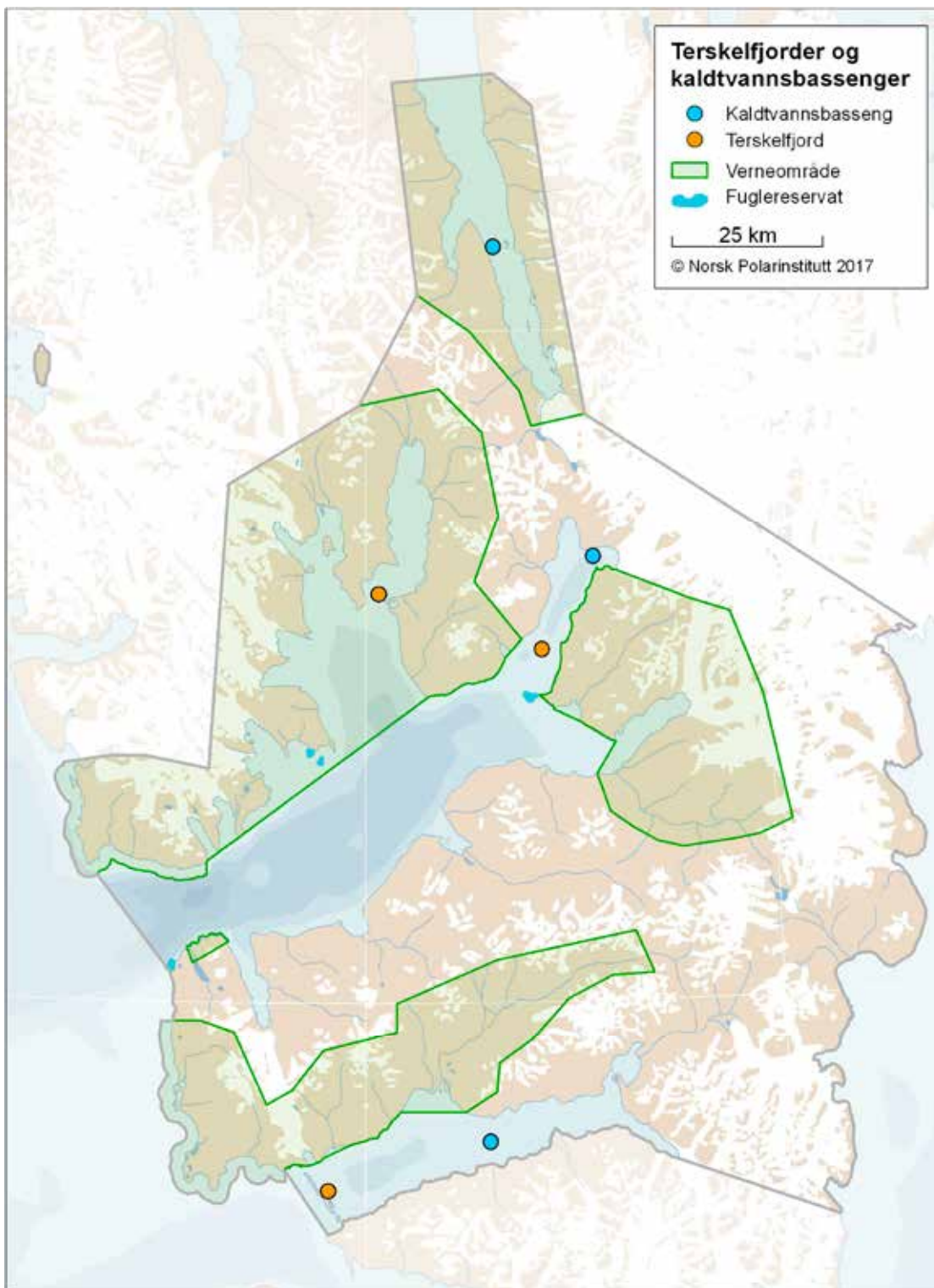
På Sentral-Spitsbergen har Adventfjorden, Billefjorden og Dicksonfjorden sedimentasjon foran elveutløp, mens Van Mijenfjorden, Wijdefjorden, Ekmanfjorden og Tempelfjorden har både sedimentasjon foran elveutløp og brefront.

Figur 109 viser fjorder og andre områder med spesielt høy sedimentering.

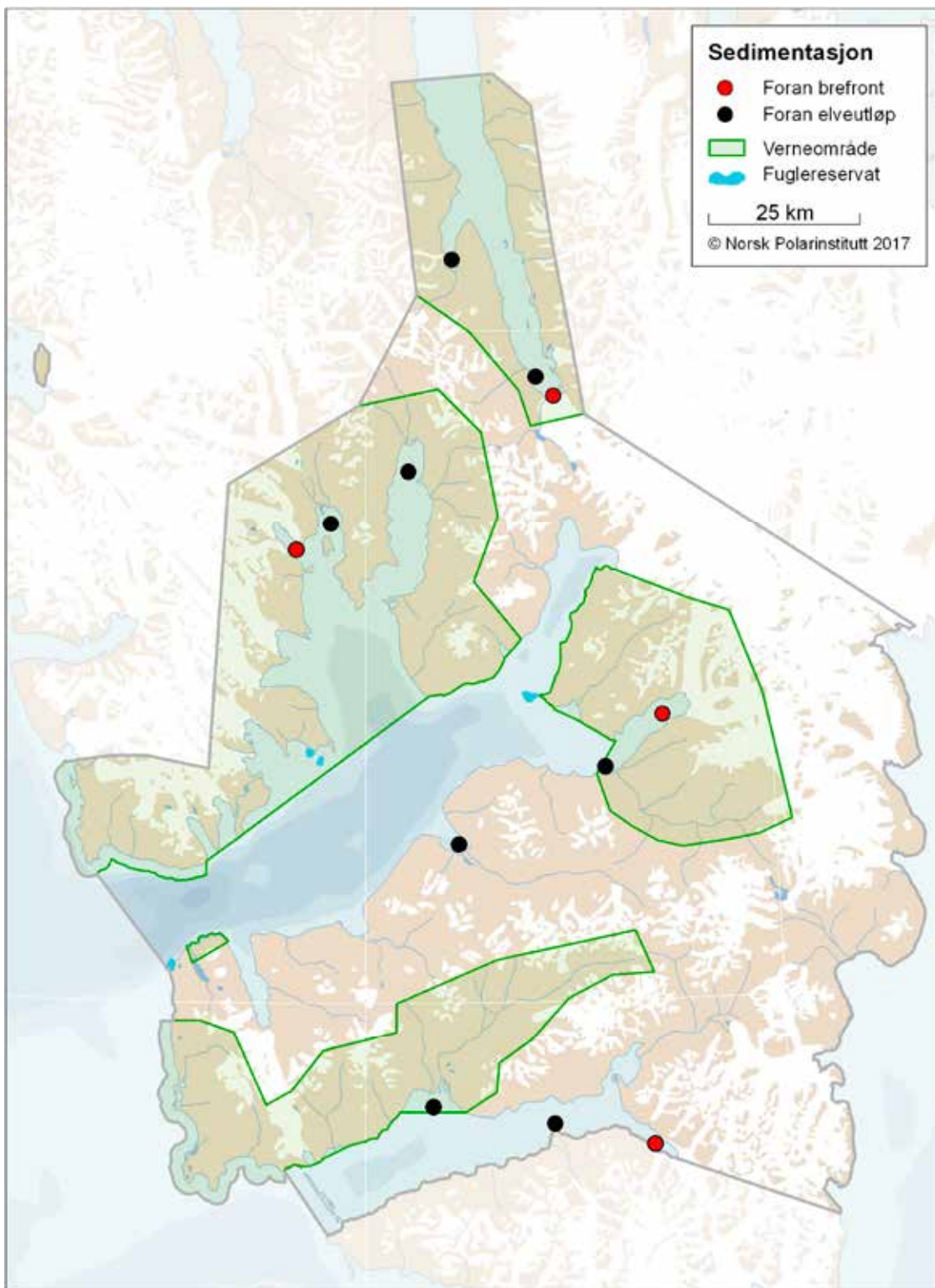
8.4.7.5 Fjorder med brefronter

På Sentral-Spitsbergen finnes det en rekke fjorder med brefronter (Figur 110). Brefronter påvirker fjordøkologien på flere måter, gjennom avrenning av ferskvann, sedimenteringsproblematikk, kalving av breis, osv. Ved brefronter fører tilførsel av brevann til omrøring og estuarin sirkulasjon (fersk-/brakkvann som strømmer ut i de øvre lag erstattes av tyngre og saltare vann som strømmer inn fra større dyp). Dermed øker tilgjengeligheten av byttedyr (fra bunn og lenger ut i fjorden), og det er ofte høy tetthet av sjøfugl (særlig krykkje, men også havhest, polarmåke og ismåke). I tillegg er det et attraktivt beiteområde for ringsel og hvithval (Lydersen et al. 2014). Fastis foran brefronter hvor snøen akkumuleres effektivt, er viktige kaste- og hvileområder om vinteren og våren for ringsel (Kapittel 4.3.1). Disse områdene er derfor også svært viktige jaktområder for isbjørnbinner med årsunger i den kritiske første perioden etter at disse har forlatt hiområdet (Freitas et al. 2012). Det er viktig å være oppmerksom på at lokalisering av brefronter endrer seg over tid.

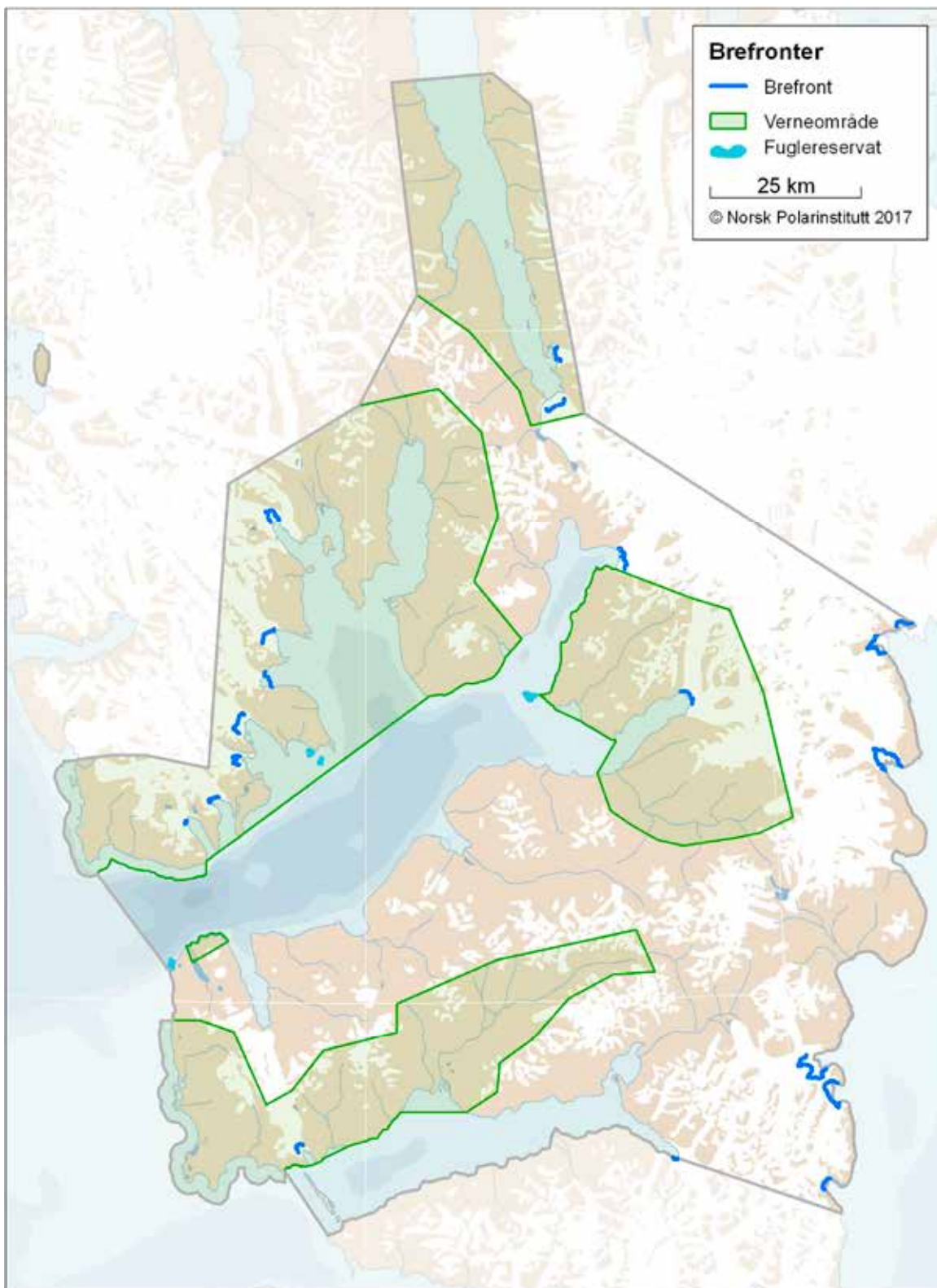
Områder med brefronter på Sentral-Spitsbergen er Wijdefjorden, Billefjorden, Ekmanfjorden, Tempelfjorden, Van Mijenfjorden, Nordfjorden og øvrige bukter sør i Nordre Isfjorden nasjonalpark.



Figur 108: Fjorder med særlig grunn terskelog/eller kaldtvannsbasseng på Sentral-Spitsbergen. Punktet markerer selve terskelen. For kaldtvannsbasseng er ikke punktet nødvendigvis satt nøyaktig på lokasjonen for kaldtvannsbassenget i de respektive fjordene. Kilde: Norsk Polarinstitutt.



Figur 109: Sterkt sedimentpåvirkede fjorder og andre sedimentpåvirkede områder på Sentral-Spitsbergen.
Kilde: Norsk Polarinstitutt.



Figur 110: Fjorder og områder med brefronter på Sentral-Spitsbergen. Brefrontene er digitalisert fra Landsat8-satellittbilder fra 2016. Kilde: Norsk Polarinstitutt.

8.4.8 Fjordis

Isen i fjordene og langs kysten av Svalbard kan ha ulik opprinnelse, dvs. være dannet på stedet, drivis ført til området eller ferskvannsopprinnelse på land. Vanligvis isdekkes mange av fjordene på Svalbard, men hvor lenge kan variere fra år til år.

Som tidligere nevnt har mange av fjordene på Sentral-Spitsbergen hatt mindre (eller ikke) isdekke samtidig som tilfrysing starter senere og smelting starter tidligere. Som beskrevet i Kapittel 4.3.1 er fastisområder i fjordene og langs kysten av Svalbard viktigste kaste-, hårfelling- og hvileområder for ringsel om vinteren og våren. Når isen legger seg senere i sesongen ansamles det ikke nok snø på denne til at ringselene kan grave ut ynglehulene sine, og resultatet blir høy ungedødelighet. Dette har vært tilfelle i mange av fjordene på vestsiden av Spitsbergen de senere årene. Andre arter, f.eks. storkobbe, utnytter biter av breis i større grad enn tidligere (Lydersen et al. 2014).

Av fjordene på Sentral-Spitsbergen har Van Mijenfjorden vanligvis fjordis. Det er også relativt vanlig med is i Dicksonfjorden, Billefjorden, Tempelfjorden og indre del av Wijdefjorden.

8.4.9 Laguner

Laguner er stort sett relativt grunne bukter avstengt fra havet ved smale landtunger, eller ved langgrunne kyster og elvedeltaer. Mange ulike forhold har betydning for laguners egenskaper, som geografisk plassering langs kysten, topografi, bassengvolum og saltholdighet. Det biologiske mangfoldet i disse områdene skiller seg fra fjorder og kyster for øvrig. Temperatur og saltholdighet kan variere sterkt mellom de ulike vannlagene i overflaten og i bunnvannet, noe som gjenspeiles i artssammensetningen.

I fastsettelse av laguner på Sentral-Spitsbergen (Tabell 18, Figur 111) er det viktig å understreke at usikkerheten er til dels stor, og opplysningene må verifiseres. Data presentert i dette kapitlet er hentet fra Haug og Myhre (2016), basert på en gjennomgang av satellitt- og flyfoto, samt søk i Polarinstituttets navnedatabase. For å unngå at antallet registrerte laguner og poller skulle bli for omfattende ble det satt en nedre arealgrense på fem hektar. Laguner større enn fem hektar i fjorder på Sentral-Spitsbergen finnes i Wijdefjorden, Dicksonfjorden, Isfjorden og Van Mijenfjorden. I tillegg finnes det laguner ved Flosjøen og Gravsjøen, som er en del av Nordenskiöld Land nasjonalpark. På de fire sistnevnte lokalitetene er det gjort observasjoner av flere fuglearter (Tabell 18). Ved Riddarpynten i Wijdefjorden er det en mulig forekomst av svalbardrøye, da lagunen befinner seg innenfor 10 km av Einsteinvatnet, som har en kjent sjørøyebestand (Kapittel 4.2). Tilstedeværelsen av sjørøye på Krosspynten har ikke blitt bekreftet.

Påvirkning/Trusler/Sårbarhet

Truslene mot slike områder er menneskelig belastning i form av fysiske inngrep og forurensning. Disse truslene er ikke spesielt aktuelle på Svalbard.

Tabell 18: Oversikt over observerte fuglearter i kartfestede laguner på Sentral-Spitsbergen. Registrerte observasjoner er hentet fra artsobservasjoner.no og/eller Polarinstituttets faunadatabase. For mer detaljert informasjon, se Haug og Myhre (2016). Rødlistekategorier registrert på de observerte fugleartene er sterkt truet (EN), sårbar (VU) og nær truet (NT).

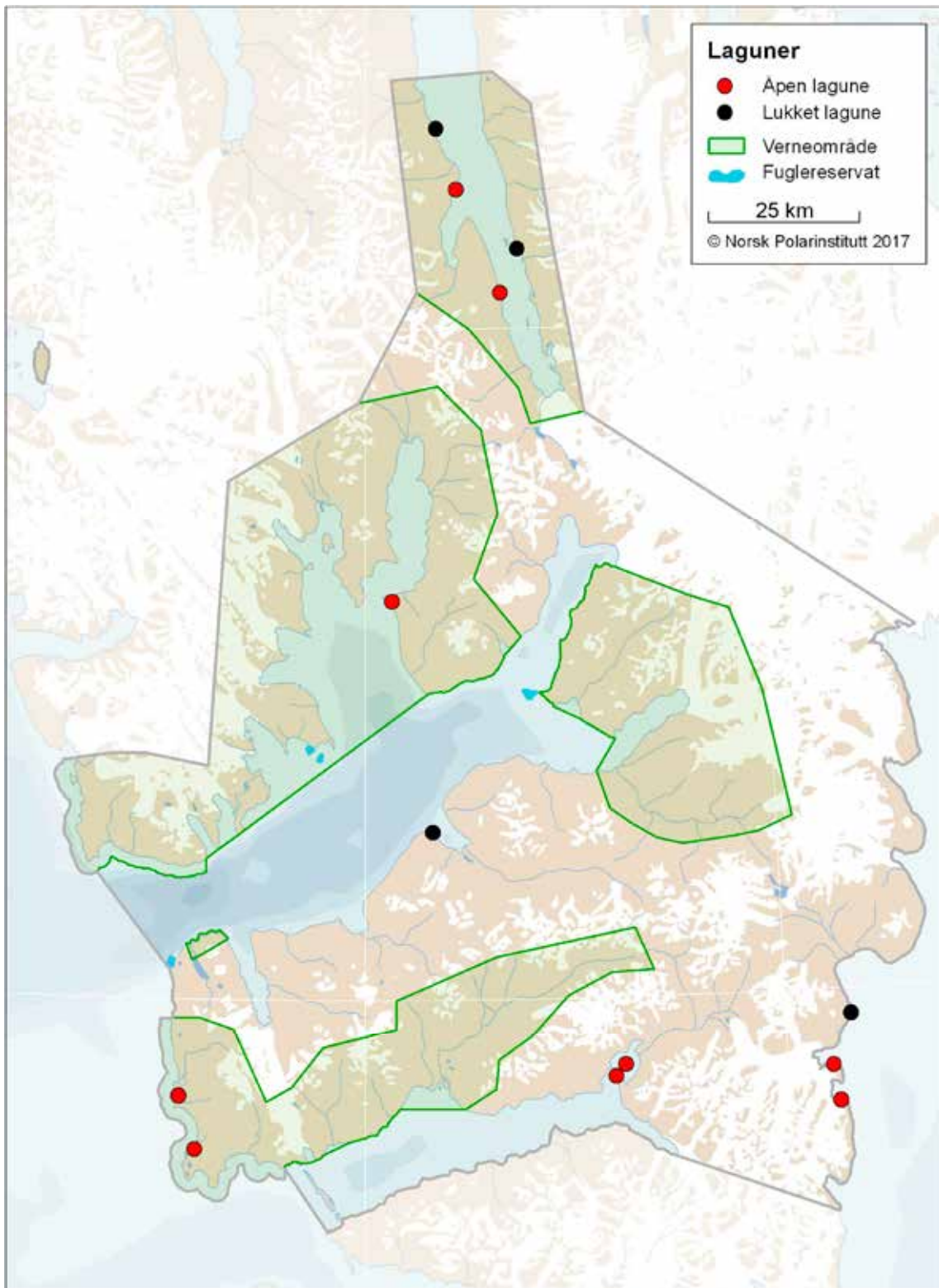
Lokalitet	Område	Nasjonalpark	Ant. individregistreringer	Ant. registrerte arter	Ant. rødlistede arter (EN, VU, NT)
Hotellneset	Nordenskiöld Land	-	NA	49	14
Gravsjøen	Nordenskiöld Land	Nordenskiöld Land	6	30	7
Braganzavågen	Nordenskiöld Land	-	15	14	3
Flosjøen	Nordenskiöld Land	Nordenskiöld Land	3	13	5
Vallunden	Nordenskiöld Land	-	1	1	-
Forspynten	Indre Wijdefjorden	Indre Wijdefjorden	-	-	-
Krosspynten	Indre Wijdefjorden	Indre Wijdefjorden	-	-	-
Riddarpynten	Indre Wijdefjorden	Indre Wijdefjorden	-	-	-
Austfjordnes	Indre Wijdefjorden	Indre Wijdefjorden	-	-	-

8.4.10 Israndavsetninger

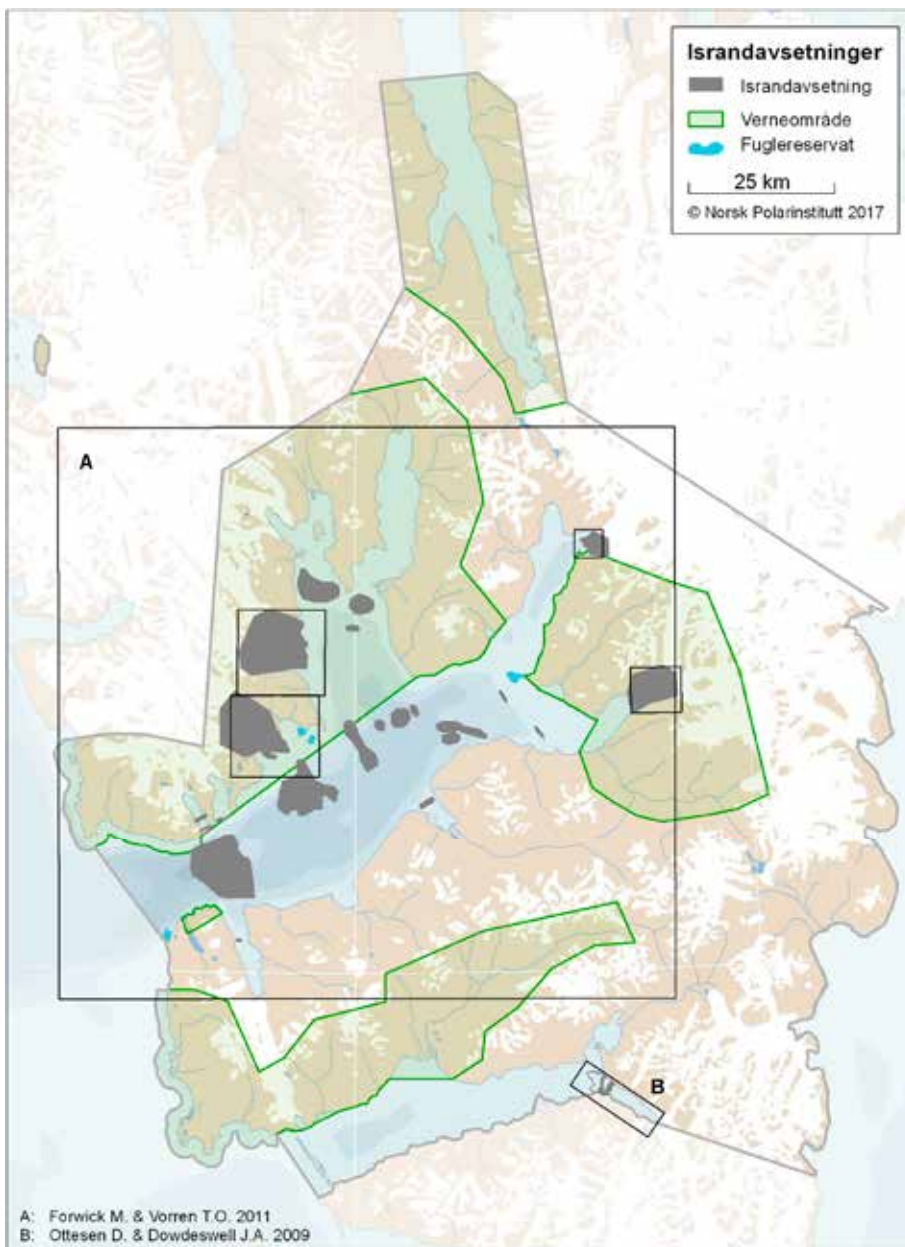
Ved opphold i isens tilbaketreking avsettes det sedimentmasser. Gjennom påvirkning av strømmer og påfølgende utvasking, gjenstår det grovere steinmasser. Disse representerer et hardt substrat, som dermed står ut og skiller seg fra det ofte bløte sedimentet på fjordbunnene. Som et resultat er det dermed ofte et annet biologisk mangfold knyttet til slike områder. Større morenerygger med god kontrast til miljøet for øvrig har størst betydning (Figur 112). Israndavsetninger i Sentral-Spitsbergen finnes i Isfjorden, Tempelfjorden, Ekmanfjorden og Nordfjorden.

Påvirkning/Trusler/Sårbarhet

Truslene mot naturtypen er fysiske inngrep.



Figur 111: Lokalisering av laguner på Sentral-Spitsbergen. Kartet er basert på gjennomgang av flybilder fra Norsk Polarinstitutt.



Figur 112: Oversikt over større morenerygger og israndavsetninger på Vest-Spitsbergen. Gjennomgangen er basert på publisert materiale fra vitenskapelige undersøkelser i områdene.

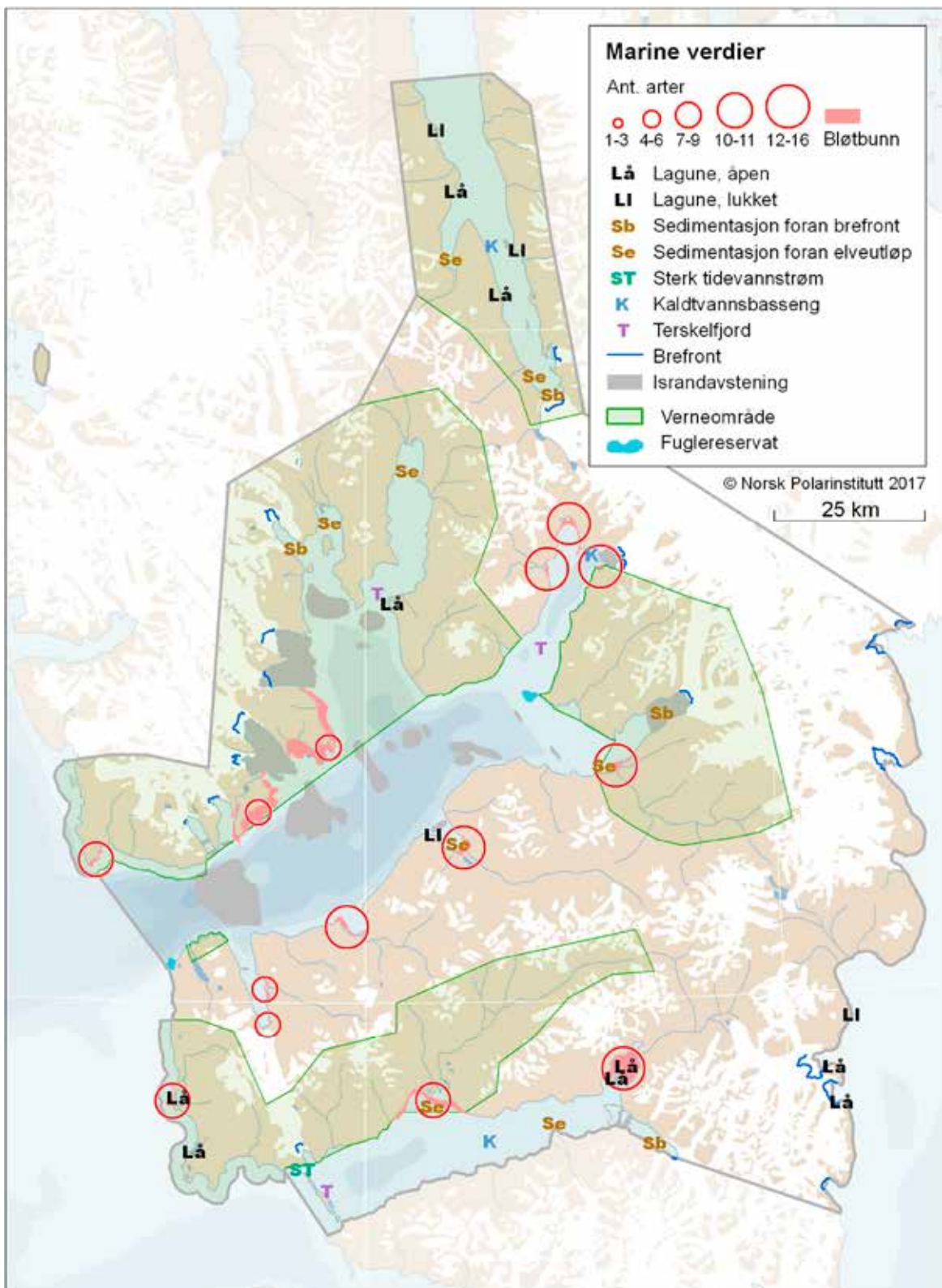
8.4.11 Oppsummering marine verdier i nasjonalparkene

En oversikt over forekomsten av de marine naturtyperne på Sentral-Spitsbergen beskrevet i denne rapporten er gitt i Tabell 19 og Figur 113.

Tabell 19: Oversikt over forekomst av naturtyper og andre marine verdier innenfor utredningsområdet på Sentral-Spitsbergen. Mangel på kunnskap om større tareskogområder gjør det vanskelig å si noe om denne naturtypen.

Naturtype	Indre Wijdefjorden Nasjonalpark	Nordre Isfjorden Nasjonalpark	Sassen-Bünslow Land Nasjonalpark	Nordenskiöld Land Nasjonalpark	Isfjorden + tilstøtende fjorder	Van Mijenfjorden
Fjæra	X	X	X	X		
Større tareskogsområder	?	?	?	?	?	?
Bløtbunnsområder/tidevannsflater		X		X	X	X
Spesielt dype fjorder					X	
Kaldtvannsbasseng	X				X	X
Terskefjorder		X			X	X
Sterkt sedimentpåvirkede fjorder	X	X	X	X	X	X
Fjorder m. breffront	X	X	X	X	X	X
Fjordis	X	X	X	X	X	X
Laguner	X	X		X	X	X
Israndsavsetninger		X	X		X	X

Viktige hekke-, hvile- og myteområder (Kapittel 4.1.3), kaste- og hårfellingsområder (Kapittel 4.3), eller trekk- og vandringsområder kan ha stor individtetthet. Videre vil områder med stor produksjon være viktige næringsområder og man vil derfor finne ansamlinger av sjøfugl og sjøpattedyr i de samme områdene som beskrevet over. En antar også at flere av fjordene er viktige for oppvekst og gyting hos polartorsk.



Figur 113: Marine verdier på Sentral-Spitsbergen, samlet i et felles oversiktskart. Kilde: Norsk Polarinstitutt.

8.5 Kunnskapsbehov

Tilfredsstillende vurdering av sårbarhet vil i noen tilfelle strande på manglende kunnskap, enten om økosystemene i et område og/eller om effekt av en påvirkning. En kombinasjon av kartlegging, overvåking og forskning, inkludert effektstudier, er nødvendig for å oppnå en bedre forståelse av mønstrene vi finner og for å kunne vurdere sårbarhet. Det er en økende forståelse for å se sammenhengene i økosystemene og for at menneskelige aktiviteter kan ha konsekvenser for økosystemenes funksjon, men det er fortsatt store kunnskapshull på dette feltet.

Alle arter er ledd i en næringskjede, som igjen er del av et større næringsnett. Bestandsnivået for hver enkelt art påvirker følgelig de andre artene i næringsnettet. Dermed vil sårbarhet til en bestand kunne ha stor betydning for hele økosystemet. Bedre innsikt med hensyn til sårbarhet kan bl.a. oppnås med systematiske effektstudier. Store deler av dagens kunnskap baseres imidlertid på forsøksorganismer fra mer tempererte strøk. Også metodene ved prøvetaking må standardiseres. Utredningsområdet er av en slik art at noen deler vil være bedre kartlagt enn andre. Med unntak av enkelte sjøfugl og sjøpattedyr er dagens overvåking rettet mot de kommersielle artene, og ikke-kommersielle arter er i de fleste tilfeller dårligere kartlagt. Flora og fauna på bunnen har for eksempel kun sporadisk vært studert. Det er relativt få tidsserier på dette feltet, og biologi, økologi og demografi for de fleste artene er lite kjent. Eksisterende utbredelseskart er i mange tilfeller basert på gamle data, minst 10 år eller eldre. I tillegg produseres kart basert på mangelfulle eller få data. Spesielt gjelder dette vinterdata for mange organismegrupper, men også en kvantifisering av forekomstene av bløtbunnsfauna tilsvarende den som er gjort for hardbunn, vil bli svært usikker pga. sparsomt kildemateriale. Pga. stor akkumulering av sediment bør studier av bunnsamfunn i fjorder på Svalbard omfatte dybdegradienter og gradient fra innerst til ytterst i fjorden (f.eks. Voronkov et al. 2013).

I notatet om bløtbunn (Benjaminsen et al. 2016) understrekes behovet for økt kunnskap om hekkebiotoper på bløtbunnsområder. På Sentral-Spitsbergen har Reindalsdeltaet, Nordenskiöldkysten, Grønfjorden og utløpet av Sassendalen utpekt seg som gunstige hekkeområder (Vongraven 2014), men kartlegging og registreringer mangler. I tillegg etterlyses det målrettede undersøkelser i andre viktige områder med høy artsdiversitet som tidevannsslettene i Adventdalen og Branzavågen.

Haug og Myhre (2016) sine beskrivelser av laguner og poller kan brukes som et utgangspunkt for mer kunnskapsinnhenting innenfor dette fagfeltet, og som grunnlag for hvilke områder som bør prioriteres ved kartlegging. Videre mener de fremtidig datainnsamling bør inkludere fysiske og kjemiske data som dybde og saltholdighet, geologiske data og bunntopografi, biologiske data som bunnsfauna, habitatbruk og biologisk mangfold, samt data om miljøgifter og deres betydning.

Ettersom UNIS er et universitetssenter med stort fokus på feltarbeid, har det blitt samlet inn mye data i undervisningssammenheng, blant annet på marine tokt som går noenlunde samme rute hvert år. Noen av disse innsamlede datasettene blir gjennomgått og publisert gjennom UNIS Publication Series (ISSN 1503-4410), men mye verdifulle data blir også liggende upublisert. Bedre rutiner og samarbeid rundt håndtering og tilgjengeliggjøring av disse dataene vil kunne gi økt kunnskap om områder på og rundt Spitsbergen, for eksempel gjennom tidsserier.

Tidsserier er verdifulle fordi de gir kunnskap om hvordan miljø- og ressursituasjonen har vært i et område og derved mulighet til å identifisere eventuelle forandringer i disse på et tidlig tidspunkt, men kun hvis de publiseres i tide. De fleste tidsserier må sees i sammenheng med flere fysiske og biologiske faktorer og variasjoner i klima, og det er oftest behov for egne workshops med flere faggrupper for å få sammenholdt data og publisert dem. Modellering er også et redskap som bør benyttes mer for å sammenstille data og for å beskrive og forutsi endringer i systemet. Det er også en forutsetning for å følge hvordan et område reagerer på en påvirkning, dvs. hvor sårbart er det. Dersom dette er en prosess som lar seg regulere, vil da sannsynligheten for å kunne iverksette effektive tiltak øke. Videre er det et stort behov for kartlegging av hvilke marine naturtyper som forekommer på Svalbard for i neste omgang å være i stand til å vurdere effekter av påvirkning.

9 Miljøgifter

9.1 Innledning

Miljøgifter spres fra industrielle, tett befolkede områder på den nordlige halvkule via ulike tilførselsveier til Arktis. Også lokale kilder, som bosettingene og gruver (se figur 2.10), har en viss betydning svært lokalt. Kartlegging, overvåking og andre studier har vist at nivåene av enkelte miljøgifter i arktiske arter er bekymringsfullt høye. Effekter er påvist hos noen arter. Den strenge kulden og det arktiske klimaet medfører at arter med tilhold i Arktis har tilpasset seg med blant annet å bruke fett som isolasjon, samt spise mye fettrik næring. Mange organiske miljøgifter hopper seg opp i fett. I perioder med sult, eller i perioder med amming, bruker dyrene av fettlageret sitt, og miljøgiftene blir dermed løst ut fra fettet. Dette kan få konsekvenser både for det voksne dyret og i tilfeller der dyret ammer, også for ungen.

9.2 Målestasjoner og overvåkingsprogrammer på Sentral-Spitsbergen

Datagrunnlaget er generelt godt på Sentral-Spitsbergen. Dette skyldes at en god del kartlegging, overvåking og andre studier har sitt utspring i knutepunktene for forskning, Longyearbyen og Ny-Ålesund, som befinner seg i nærområdene til eller innenfor Sentral-Spitsbergen.

Zeppelinobservatoriet, hvor Norsk institutt for luftforskning (NILU) måler luftforurensning, ligger på Zeppelinfjellet ved Ny-Ålesund. Overvåkingen i luft startet i 1993 og pågår fremdeles. Resultatene rapporteres til flere internasjonale overvåkingsprogrammer, som AMAP (Arctic Monitoring and Assessment Programme) og EMEP (UNECE – European Monitoring and Evaluation Programme, under LRTAP).

Sverdrupstasjonen, Norsk Polarinstituttets stasjon i Ny-Ålesund, er en base for forskning og overvåking. Herfra koordineres instituttets aktiviteter på Svalbard, deriblant de indikatorene Polarinstituttet leverer på til Miljøovervåking Svalbard og Jan Mayen (MOSJ). En rekke indikatorer innenfor tema forurensning følges opp fra de to ovennevnte stasjonene eller nærområdet, herunder:

- Forurensning til luft (nitrogen, svovel, POP-er og tungmetaller).
- Miljøgifter i fjellrev, isbjørn, polarlomvi, polarmåke, ringsel og steinkobbe.

Miljøgiftdata på fisk, herunder lodde og polartorsk, samles inn fra Barentshavet av Havforskningsinstituttet. Miljøgifter i røye, innsjøsedimenter, marine bunnsedimenter, radioaktivitet i fisk og sjøvann, og strandsjøppel på Svalbard overvåkes av ulike aktører og rapporteres til MOSJ.

9.3 Spredningsveier og kilder

9.3.1 Generelt om viktige tilførselsveier

Tilførselsveiene fra tett befolkede, industrialiserte områder på den nordlige halvkule til Arktis er luftstrømmer i atmosfæren, havstrømmer, elver og avrenning fra land, samt transpolar isdrift. De største tilførselene kommer fra atmosfærisk transport og med havstrømmene. Disse to tilførselsveiene er svært ulike med tanke på hvor raskt miljøgiftene spres; med luftstrømmer kan miljøgiftene komme frem til Arktis fra kildeområdene på den nordlige halvkule på kun timer eller dager, mens med havstrømmer tar det måneder eller år. Avrenning

fra land, inkludert elver, er også hurtigere enn havstrømmer. Også migrerende dyr utgjør en liten, potensiell kilde.

Hvilken transportvei som er mest betydningsfull, er avhengig av hvilken type miljøgift det dreier seg om. Generelt er havstrømmene mest vanlige transportvei for polare og vannløselige forbindelser. Atmosfæren er ansett som den viktigste transportveien for PCB og tungmetallene, mens for pesticidet lindan (HCH) og noen perfluorerte forbindelser er havstrømmer den viktigste transportveien. Som regel er transportveiene et sammensatt bilde, der miljøgiftene kan spres på mange ulike sett. Fellesnevneren er at både havstrømmer og luftstrømmer dreier nordover, hvilket igjen sørger for at miljøgifter fra Vesten ender opp i Arktis.

Sekundærtilførsel, i form av avdampning fra land, is, og havoverflater, er en viktig tilførselsvei for mange av miljøgiftene etter at de først er avsatt.

Når det gjelder de lokale kildene, herunder bosettingene, flyplasser, avfallsdeponier og gruver, er kloakk og avrenning fra disse kildene de viktigste spredningsveiene. Komponenter som spres via kloakk kan være industrielle kjemikalier, metaller, mikroplastikk, rester av legemidler og kroppspeleprodukter, mikroorganismer og antibiotikaresistente bakterier (Gunnarsdóttir, 2013 Lusher, 2015). Spredning av miljøgifter fra lokale kilder kan føre til høyere miljøgiftnivåer i terrestriske og marine nærområder. Det finns lite kunnskap om hvor langt man ser effekter av disse kilder. Studier på kloakkutslipp av siloxaner, mikroplastikk og legemidler i arktiske områder viser at konsentrasjoner i vann avtar etter noen hundre meters avstand fra kloakkutslipp (Warner, 2010, Chaves-Barquero, 2016). Derimot kan kilder på land påvirke terrestriske og marine områder i flere kilometers avstand (Kuzyk et al. 2005, Pier et al. 2003). Transport av miljøgifter over korte avstander (>20 km) fra lokale kilder har vært observert på Svalbard (Bright et al. 1995, Pier et al. 2003). Dette betyr at det skjer en spredning av miljøgifter fra lokale kilder på Svalbard, men på grunn av stor fortykning så er denne spredningen vanskelig å skille fra langtransport (Evenset og Christensen 2009).

Den viktigste tilførselsvei av plast til kysten av Svalbard er via Atlanterhavstrømmen. Det betyr at det er vestkysten og de nordlige områder av Svalbard som er mest utsatt for påvirkning av plastforurensning fra sør. På østkysten av Svalbard har en per i dag lite informasjon knyttet til plastforurensning. Det er indikasjoner på at mye av platen som ender opp i havet synker til havbunnen (Pham et al. 2014, Van Cauwenberghe et al. 2013, Woodall et al. 2014). Det gjennomføres per i dag ingen kartlegging av plast i vannmassene og på havbunnen ved Svalbard. En undersøkelse gjennomført av Alfred Wegner Instituttet i Tyskland i et transekt fra Kongsfjorden til Grønland viser en stor økning i plastmengden på havbunnen (Bergmann og Klages 2012; Tekman et al. 2017). Mengden av plast på havbunnen (2500 meter dybde) i dette området var sammenlignbart med mengden av plast en finner på havbunnen i Lisboabukten i Portugal.

9.3.2 Kjente lokale kilder på Sentral-Spitsbergen

9.3.2.1 Generelt om lokale kilder og spredning

Selv om langtransportert forurensning er den primære kilden for forurensning og miljøgifter innenfor planområdeene kan en imidlertid ikke utelukke påvirkning fra lokale kilder. De største kildene til lokal forurensning er bosettingene, industrien, flyplasser og tidligere utslipp til grunnen på Sentral-Spitsbergen. Et prosjekt i regi av Sysselmannen på Svalbard og Miljødirektoratet har sett på lokale kilder til miljøgiften PCB. I prosjektet er PCB-holdig

utstyr og lokale PCB-kilder fra industri og gruveaktivitet, søppelfyllinger, maling og byggevarer og elektriske deler kartlagt. Prosjektet har videre samlet inn og fjernet PCB-holdig utstyr og materialer fra Svalbard. Gjenværende lokale PCB-kilder er hovedsakelig knyttet til bygninger og forurenset jord, blant annet i de russiske bosettingene (Kallenborn et al. 2012). Avrenning av PCB fra disse kildene påvirker videre lokale fjorder (Evenset et al. 2010; Hop et al. 2001). Avløp fra bosettingene er også en kilde, mens de gamle, nedgravde avfallsfyllingene kan representere et miljøproblem. Det foreligger planer for avslutning av enkelte deponier, oppsamling av sigevann fra disse, og framtidig overvåking av avrenning. I dag blir stort sett alt avfall, bortsett fra matavfall, fraktet til fastlandet. Gruver, gruvedeponier samt flyplasser er også viktige kilder for lokal forurensning som kan påvirke nærområdet på grunn av avrenning (Ahrens et al. 2016).

9.3.2.2 Forurensning til luft

Kull er den fremste energikilden til produksjon av elektrisk kraft på Svalbard. Utslippet av globale klimagasser på Svalbard, målt i CO₂-ekvivalenter, har fram til 2013 ligget på om lag 300 000 tonn, som er under 1% av CO₂ utslipp fra hele det norske territorium i 2015 (54 million tonn) (Statistisk sentralbyrå, 2016). CO₂ utslippet på Svalbard består i all hovedsak av utslipp fra kullbasert energiproduksjon. Utslipp fra skip, luftfart og lette kjøretøy er ikke inkludert i dette tallet, men de utgjorde ca. halvparten av CO₂ utslippet i 2007 (Vestreng et al. 2010). I tillegg kommer utslipp av svovelholdige forbindelser og andre forurensende stoffer, f.eks. sot/«black carbon» (BC) og polysykliske aromatiske hydrokarboner (PAH).

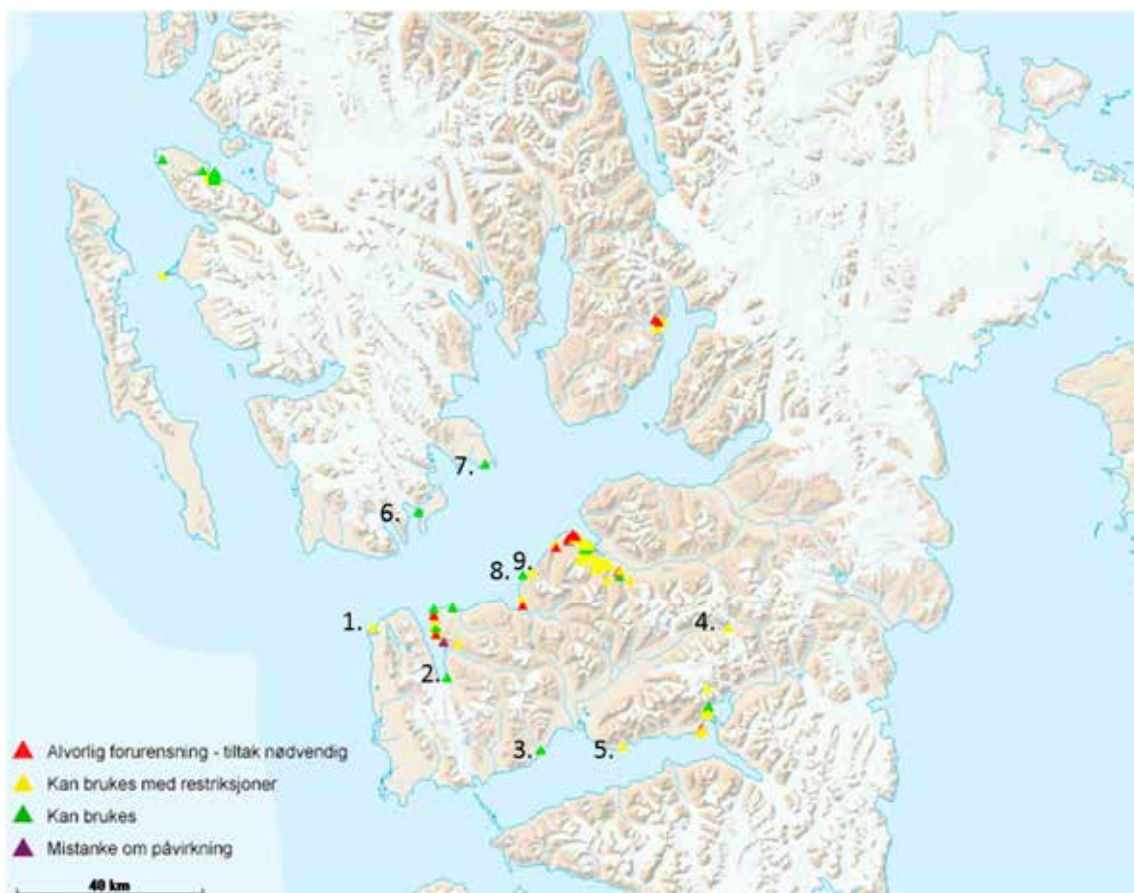
Det russiske kullkraftverket Trust Arktigugol i Barentsburg står for det største utslippet av svoveldioksid (SO₂) i Norge, med ca. 1900 tonn i 2015 (<http://www.norskeutslipp.no/>). Bedriften har gjennomført tiltak for å redusere utslippene og Miljødirektoratet følger opp bedriften med sikte på å redusere SO₂-utslippene.

Lokale utslipp av sot fra Longyearbyen og Barentsburg påvirker områder også utenfor planområdene siden det kan måles på Zeppelin (avstand >100km) (López-Aparicio et al. 2016), og bidrar betydelig til den totale avsetningen av sot på Svalbard (Vestreng et al. 2010). Lokal trafikk påvirker miljøet i Longyearbyen negativt ifølge Kallenborn et al. (2011). Problemet stammer fra eksos fra bil og snøscooter. Utslippene av PAH og flyktige organiske forbindelser (VOC) er det største problemet. Vetapos-undersøkelsen (Kallenborn et al. 2011) viste at bruk av fossilt brensel til ferdsel i og rundt Longyearbyen fører til økt konsentrasjon av PAH i overflatejord på Svalbard. Økt PAH nivåer i jord var også påvist langs snøskootertraseer i områder utenfor planområder, for eksempel på Fredheim (Kallenborn et al. 2011b).

9.3.2.3 Grunnforurensning

Grunnforurensningsdatabasen til Miljødirektoratet gir en oversikt over kjente lokaliteter med grunnforurensning på Svalbard (Figur 114). Få av disse ligger utenfor planområder. På Isfjord Radio (punkt 1, Figur 114) er tungmetall og PAH-forurensning etter deponi og dieselutlipp på akseptabelt nivå med dagens areal- og resipientbruk i følge Miljødirektoratet. Det lekket ut ca. 100 m³ diesel fra en lagringstank ved Isfjord Radio i 2012 og mulige skader ble vurdert (Evenset 2012). Dieselen lakk ut i aggregathuset og videre ned i grunnen, som er ca 50 meter fra sjøen. Etersom vegetasjonen allerede er utsatt for en del slitasje, vil sannsynligvis skadeomfanget være begrenset. Skadepotensialet overfor landlevende dyr vil være begrenset så lenge dieselen befinner seg nede i jordsmonnet. Dersom diesel havner i sjøen i det er mye sjøfugl i området som kan få betydelig skade. Dieselforurensning i området overvåkes

(Rudolph-Lund 2012). Deponier etter utvinning av råolje og naturgass eller tjenester tilknyttet olje- og gassutvinning ses som lite/ikke kontaminert i den innerste delen av Grønfjorden (2) og Vassdalen (3), mens kontaminering er på akseptabelt nivå i Reindalspasset (4) og Blåhuken (5). Ymerbukta (6), Bohemaneset (7) og Colesbukta (jernbane) (8) er sett på som lite/ikke kontaminert, mens PCB-kontaminering er på akseptabelt nivå i Grumant ved steinkulledeponier.



Figur 114: Forurensent grunn på Sentral-Spitsbergen. Kilde: <http://grunn.miljodirektoratet.no/>.

Høyeste nivåer av grunnforurensning på Svalbard ligger innenfor planområder. For eksempel, PCB konsentrasjonene i jord fra Barentsburg og Pyramiden er 40-60 ganger høyere enn hva som tidligere er funnet i byer på fastlands-Norge, mens PCB nivåer i Longyearbyen er lave (Jartun et al. 2010, Jartun et al. 2007, Kallenborn et al. 2012). Eggen og Ottesen (2012) kunne identifisere ulike opphav og kilder til PCB, særlig nær bosettingene. Nær de russiske gruvebyene Barentsburg, Pyramiden og Colesbukta, viste undersøkelsene at PCB-profilene samsvarer med den russiske Sovol-blanding, mens i Longyearbyen var den amerikanske Arochlor 1260 eller den tyske Clophen A60. Aktive PCB-kilder i tilknytning til bosettingene har hatt betydning for naturmiljøet både på land og ute i fjordene, men ikke for bakgrunnslokalitetene. Eggen og Ottesen (2012) mener at innsatsen som nylig er nedlagt i bosettingene for å fjerne aktive kilder til PCB, vil på sikt ha en positiv effekt for miljøet lokalt.

Det er også påvist høye konsentrasjoner av tungmetaller i gruver og/eller deponier ved Longyearbyen, Barentsburg og Pyramiden (<http://grunn.miljodirektoratet.no/>). I tillegg, er

grunn/avrenningsområder kontaminert av PAH og dieselolje ved flyplasser, drivstoffdeponier og/eller gruver i Longyearbyen, Barentsburg og Pyramiden. Videre er konsentrasjoner av perfluorerte stoffer over grenseverdier ved flyplassen i Longyearbyen. Nivåer av PFAS i smeltevann 600 m fra Longyearbyen lufthavn er fortsatt 20 ganger høyere sammenlignet til smeltevann fra referanse området på Svalbard (Kapp Linnè) (Ahrens et al. 2016). Avrenning av miljøgifter fra kilder på land kan påvirke lokale fjorder utenfor planområder som diskutert i neste avsnitt.

9.3.2.4 Forurensning i sjø

Allerede i 2001 ble det utført studier på marine bunnsedimenter utenfor bosettingene i Barentsburg, Longyearbyen og Pyramiden med tanke på å avdekke tilførsel av miljøgifter (Cochrane et al. 2001). Det ble påvist lokal forurensning knyttet til kullgruvene ved alle tre bosettingene. Undersøkelsen avdekket at det utenfor bosettingene i Longyearbyen og Barentsburg var forhøyede nivåer av miljøgifter (noe PCB, mer DDT og toksafen). En oppfølgende studie ble foretatt i 2005 og 2009 (Evenset et al. 2006, 2010), med fokus på tilstanden i sedimentene utenfor de aktive bosettingene i Longyearbyen og Barentsburg, samt de tidligere bosettingene i Colesbukta og Pyramiden. Resultatene fra 2009 viste at området utenfor Barentsburg og Pyramiden var de mest forurensende områdene, med forhøyede konsentrasjoner av PCB og DDT (Evenset et al. 2010). PCB nivåer var også betydelig høyere i bunndyr fra Grønfjorden og Billefjorden sammenlignet med andre områder på Svalbard (Hop et al. 2001).

En undersøkelse foretatt i 2008 og 2009 påviste at det marine miljøet i Grønfjorden er påvirket av lokale kilder og ikke av langtransportert forurensning (Evenset og Christensen 2009). Stedbundne arter som lever i tett kontakt med sedimentet hadde de høyeste nivåene av miljøgifter, mens arter som lever pelagisk hadde lavere nivåer. Imidlertid viste studiet at påvirkningen var svært lokal, og at det mest sannsynlig skjer en rask fortykning. Dermed vil risikoen for spredning av miljøgiftene til nærliggende fjordområder være liten, mens trofisk transport av miljøgifter i den bentiske næringskjeden i forurensede områder vil være meget sannsynlig.

En nylig studie viser at organofosforerte og bromerte flammehemmere og perfluorerte stoffer er funnet i sedimenter samlet fra Adventfjorden, Grønfjorden og Kongsfjorden i 2015 (Olsson 2016), men nåværende konsentrasjoner er ikke sett som en risiko for marint økosystem.

9.3.2.5 Skipstrafikk

Det er en betydelig mengde skipstrafikk på Svalbard (Figur 4 og Tabell 20). Anløp av fartøy på 1000 bruttotonn eller mer til havner på Svalbard og Jan Mayen (kilde: SSB). Tallene i Tabell 20 er kun for skip på 1000 bruttotonn eller over. Det varierer hvilke typer skip som dominerer i de tre forskjellige fjordene. I Widjefjorden er det hovedsakelig offshore supply skip og passasjerskip. Denne fjorden er minst trafikkert, basert på figurene fra havbase.no. Isfjorden er mest trafikkert og har den største variasjonen av skip som seiler: bulkskip, fiskefartøy, kjemikalie- og produkttankere, offshore supply skip, andre offshore service skip, oljetankere, stykkgodsskip og passasjerskip. Det er en del skipstrafikk i Bellsund, men de skipene som seiler inn i selve Van Mijenfjorden er bulkskip, kjemikalie- og produkttankere, stykkgodsskip og passasjerskip. I alle tre fjordene er det også en del skipstrafikk som faller under betegnelsen «andre aktiviteter».

Tabell 20: Anløp av fartøy på 1000 bruttotonn eller mer til havner på Svalbard og Jan Mayen (kilde: SSB).

Type fartøy	Anløp
Tankskip	9
Bulkskip	0
Stykkogods/tørrlast skip	54
Passasjerfartøy	75
Offshore skip	18
Slepefartøy og redningsfartøy	0
Fiske- og fangstfartøy	0
Spesialfartøy og hjelpefartøy	12
Annet	0

I 1973 ble MARPOL (The International Convention for the Prevention of Pollution from Ships) underskrevet av over 70 nasjoner. MARPOL arbeider mot forurensing i skipstrafikk og har nedfelt en rekke reguleringer for drift og utslipp som det er opp til hver enkelt nasjon å implementere i sine lover. Norge har implementert disse reguleringene og Sjøfartsdirektoratet har i Polarkoden del II anvendt disse reguleringene for skip som seiler i polare farvann, hvor Svalbard er innbefattet.

Om bord skip genereres det såkalt svartvann og gråvann. Svartvann kommer fra toaletter, urinaler, sluk i bysser og avløp fra medisinske fasiliteter. Gråvann kommer fra dusjer, vasker, vaskemaskiner og andre avløp som ikke regnes for å inneholde risikabelt biologisk materiale. I følge Polarkoden del II er kloakkutslipp i polare farvann forbudt, med enkelte unntak. Reguleringene i MARPOL 73/78 Annex IV og Polarkoden del II tilsier at skip som er sertifisert for å føre mer enn 15 personer eller er sertifisert for internasjonal fart og er på over 400 bruttotonn er nødt til å ha et godkjent kloakkrensingsanlegg, et oppmalings- og desinfiseringsanlegg eller en oppsamlingstank. Hvis skipet er utstyrt med et kloakkrensingsanlegg eller et oppmalings- og desinfiseringsanlegg, kan skipet slippe ut behandlet svartvann så fremt det er minst 12 nautiske mil fra nærmeste land, tre nautiske mil fra nærmeste fastis eller isshelf og holder en fart på fire knop eller mer. Videre skal ikke alt svartvannet slippes ut samtidig, men over tid og det er ikke tillatt å slippe ut svartvann som medfører synlige solide partikler eller misfarging av sjøvannet. Per Polarkoden del II kan skip slippe ut svartvann som ikke er kvernet eller desinfisert hvis det er minst 12 nautiske mil til nærmeste fastis eller isshelf. I følge Evenset og Christensen (2011) er det fleste skipene som er medlem i AECO (Arctic Expedition Cruise Operators), utstyrt med kloakkrensingsanlegg eller oppmalings- og desinfiseringsanlegg. Det er ingen reguleringer eller lover i henhold til gråvann og det kan derfor lovlig slippes ut i åpent farvann (Røyset J.A., 2007).

Det antas at utslipp av gråvann fra skip også er en kilde for mikroplast i Sentral Spitsbergen, siden avløpsvann fra rensingsanlegg inneholder mikroplast (Browne et al. 2011, Mintenig et al. 2017). MARPOL Annex V omhandler avfallshåndtering om bord på alle skip, og Polarkoden del II implementerer disse. Vedlegget sier blant annet at all utslipp av kontaminert vann, dyreskrotter, matavfall som ikke er prosessert, søppel, fiskeutstyr, plast og kloakk er ulovlig. Man kan slippe ut matavfall på sjøen dersom skipet er så langt som praktisk mulig unna iskonsentrasjon som overskrider 1/10, og i alle tilfeller minst 12 nautiske mil fra nærmeste

land, fastis eller isshelf. Det er kjent at fiskefartøy er en av de største kildene til marin søppelplast på Svalbard og ellers i verden (Derraik, 2002). Plasten havner på havet både ved uhell av tapt fiskeutstyr og ved at det bevisst blir kastet. I alle tilfeller utgjør plasten både en fysisk og kjemisk trussel mot dyrelivet i tillegg til at den forringer den estetiske verdien av fjordene og strendene. Plasten blir tilsatt mange kjemikalier under dens produksjon og miljøgifter i havet kan adsorberes til plastbiter. Når en fugl eller et dyr så spiser plasten er det en fare for at miljøgiftene lekker ut av plasten og blir absorbert av organismen.

På nettsidene for MOSJ vises det en tydelig økning i passasjerskiptrafikk til Svalbard og det er sannsynligvis denne typen skipstrafikk som har sett størst økning de siste tiårene (<http://www.mosj.no/no/pavirkning/ferdsel/cruiseturisme.html>). I 1996 gikk det cirka 29 000 mennesker i land på Svalbard, mens det i 2015 var over 84 000 mennesker. Antall ilandsstigningsplasser økte tilsvarende fra 53 i 1996 til 179 i 2015. Det er flere måter passasjerskip og deres aktivitet kan utgjøre en trussel mot Sentral-Spitsbergen, og her vil forurensingspotensialet omtales.

Passasjerskip frakter mennesker og vil generere en større mengde svartvann, gråvann og avfall som må håndteres enn annen skipstrafikk. Polarkoden del II tar hensyn til at passasjerskipene som seiler til Sentral-Spitsbergen har økt i størrelse og passasjerkapasitet og stiller strengere krav til kloakkhåndtering for passasjerskip som ble bygget 1. januar 2017 eller senere. Kloakkrenseanlegg er ofte mekaniske og vil dermed ikke kunne håndtere kjemiske stoffer i svartvannet. Eksempelvis vil urinen fra kvinner som bruker kjemiske prevensjonsmidler inneholde syntetiske hormoner som har blitt vist å kunne påvirke hormonsystemet til fisk nedstrøms fra et kloakkrenseanlegg (Larsson et al., 1999). Svartvann vil dermed kunne inneholde enten de aktive stoffene eller deres metabolitter fra passasjerers medikamenter. Risikoen fra dette er antageligvis liten så fremt passasjerskipene etterfølger kravene om svartvannhåndtering i Polarkoden del II på grunn av rask utvanning i sjøvannet.

Eksos fra motorskip er en kilde til gasser som CO₂, CO, NO_x, SO₂ samt partikler (PM), PAH, metaller og sot. Tall fra Kystverket viser at i forvaltningsplanområdet Barentshavet er det fiskefartøy som står for mesteparten av CO₂ og NO_x utslippene, mens det er passasjerskip som slipper ut mest SO₂ og PM. Passasjerskip utgjør en stor kilde til utslipp av disse gassene og PM, så med hensyn til Svalbards vesentlige cruiseturisme vil nok passasjerskip stå for en betydelig del av utslippene også lokalt. Dette støttes av en rapport om effekten av passasjerskip i Kongsfjorden (López-Aparicio et al. 2016).

Forurensningskomponenter og aerosoler ble målt på Zeppelin observatoriet i 2014 og 2015. Forfatterne fant åtte tre-dagers episoder hvor eksosutslipp fra skipstrafikk påvirket målingene ved observatoriet. I disse episodene bidro utslippene ca. 50% av konsentrasjonene av kobber, nikkel, sink og kadmium. Men til tross for at eksosen fra passasjerskipene bidro vesentlig til de observerte konsentrasjonene, var episodene relativt sjeldne. Dette kan delvis forklares ved at det må være en viss vindretning for at eksosen skal nå måleinstrumentene på Zeppelifjellet og dermed vil utslipp kun måles når vindretningen er fra havnen mot observatoriet. Alt tatt i betraktning, så vil passasjerskip være en viktig kilde til atmosfærisk forurensning i Sentral-Spitsbergen, og spesielt Isfjorden hvor passasjerskip har mange anløp i Longyearbyen.

Antibegroingsmidler tilsettes i maling som brukes på skip for å forhindre og minimisere tilgroing av skroget da det øker drivstoffkostnader. Disse midlene er av natur giftige for flere organismer og kan være en liten, men svært giftig kilde til forurensning. På 1980-tallet ble

antibegroingsmidler som inneholder organisk tinn, for eksempel tributyl tinn, strengt regulert og nå er det ofte kobber som brukes (Dahl og Blanck, 1996; Konstantinou og Albanis, 2004). Det er ikke gjort mange studier på utbredelsen av antibegroingsmidler i Sentral-Spitsbergen eller Svalbard generelt, men en studie fant konsentrasjoner av organisk tinn i havneområder i Ny-Ålesund, Svea og Pyramiden (van den Heuvel-Greve et al., 2016). Konsentrasjonene var lave, men de var målbare i flere prøver hvilket viser at antibegroingsmidlene på skip som seiler i Sentral-Spitsbergen lekker ut og kan være et faremoment for lokalt plante- og dyreliv. Det er antydninger til at også kobber-baserte midler har en uheldig effekt på miljøet (Konstantinou og Albanis, 2004), og det er derfor muligheter at antibegroingsmidler vil kunne påvirke miljøet i Sentral-Spitsbergen.

Skip benytter seg av ballastvann som kan ha blitt tatt om bord langt borte fra Svalbard. Når ballastvannet så blir sluppet ut i sjøen ved Svalbard, er det en risiko for at introduserte arter i ballastvannet kan få et fotfeste i miljøet ved Svalbard og konkurrere med de endemiske artene (Tavares og De Melo, 2004). For eksempel vil lasteskip som seiler til Svalbard for å hente kull seile «i ballast», hvilket vil si at ballastvann brukes for å kontrollere blant annet stabilitet og hvor dyptgående skipet er. Når skipet så blir lastet vil ballastvannet bli sluppet ut.

I Norge reguleres ballastvann gjennom Ballastvannforskriften som også gjelder for territorialfarvann rundt Svalbard. Dersom skip skal slippe ut ballastvann ved ankomst til havn og ballastvannet er tatt om bord utenfor Svalbard, må det enten skiftes ut før ankomst, renses med godkjent teknologi eller leveres til mottaksanlegg. Dersom urensset ballastvannet skiftes ut skal det være over 200 meter havdyp og minst 200 nautiske mil til nærmeste land. Ved utskiftningen skal minst 95 % av volumet i hver ballastvanntank som skal benyttes ved havneanløp skiftes ut. Enkelte unntak finnes, eksempelvis for skip som kun seiler i norsk territorialfarvann og norsk økonomisk sone. Dersom skipet benytter seg av renseteknologi som er godkjent i henhold til IMOs retningslinjer, kan ballastvann slippes ut dersom det inneholder færre enn 10 levedyktige organismer per kubikkmeter på større enn eller lik 50 mikrometer i minstemål, og færre enn 10 levedyktige organismer per milliliter mindre enn 50 mikrometer i minstemål og større enn eller lik 10 mikrometer i minstemål. Videre er det begrensninger på hvor høy konsentrasjonen av toksigene kolerabakterier (*Vibrio cholerae*), *Escherichia coli* og intestinale enterokokker kan være ved lovlig utslipp av rensset ballastvann. Skip kan også velge å levere ballastvann til mottaksanlegg på land dersom det finnes i ankomsthavnen.

En rapport undersøkte ballastvann i skip som hentet kull fra Barentsburg, Longyearbyen og Svea (Ware et al. 2012). Totalt 13 skip som seilte 30 ganger til Svalbard i 2011 og slapp ut ballastvann ved hvert anløp ble undersøkt. Opprinnelsen til ballastvannet ble bestemt for 28 anløp og alle opprinnelsehavnene var i Europa. Basert på åtte prøver og skipslogger estimerte forfatterne at utslippsvolumet på ballastvann til hele flåten var 624 000 kubikkmeter. Noen av skipene byttet ballastvann underveis på seilasen fra opprinnelsehavnen til Svalbard, i tråd med Ballastvannforskriften. Forfatterne rapporterer om en tetthet av organismer i ballastvannet som varierer fra 5 – 3000 per kubikkmeter. Dermed kan utslipp av ballastvann innføre en svært høy mengde av organismer (Ware et al., 2016). Ware et al. (2012) rapporterer at 37 % av skipene de undersøkte ikke skiftet ut ballastvannet underveis på seilasen i åpent hav. Forfatterne opplyser ikke om disse skipene benyttet seg av renseteknologi eller om det er urensset ballastvann som blir sluppet ut. Hvis det dreier seg om urensset ballastvann er dette i så fall i strid med Ballastvannforskriften. Som følge av varmere sjøvann vil introduserte arter lettere kunne få fotfeste i Sentral-Spitsbergen (Ware et al.,

2013), med påfølgende risiko for det lokale økosystemet. Det er også indikasjoner på at skip slipper ut forurenset ballastvann som kan bli tatt opp av fisk i fjordene (Warner et al., 2010). Dette understreker viktigheten av at skip følger reglementet i Ballastvannforskriften.

Når det gjelder spesielt cruiseturismen, ble det gjennomført en studie om påvirkning av cruisetrafikken på Svalbard i 2010 (Evenset og Christensen 2011). Rapporten konkluderer med at avfall og ballastvann er de viktigste påvirkningsfaktorene fra cruisetrafikken fulgt av oppankring og avløpsvann (Tabell 21).

*Tabell 21: De viktigste påvirkningsfaktorene fra cruisetrafikken, rangert etter grad av alvorlighet. *Forutsatt at ikke introduserte arter medfører alvorlige konsekvenser for miljøet. Kilde: Evenset og Christensen (2011).*

Påvirkningsfaktor	
1	Avfall
2	Ballastvann
3	Oppankring
4	Avløpsvann
5	Antibegroingsmidler
6	Utslipp til luft
7	Lyd
8	Ilandstigning*
9	Olje utslipp

9.4 Nivåer av miljøgifter i miljøet

9.4.1 Forurensning i luft

9.4.1.1 Sur nedbør

Miljøproblemet knyttet til sur nedbør skyldes nitrogen og svovelforbindelser i atmosfæren, og påfølgende sur nedbør. I Arktis er svovel et større problem enn nitrogen. Erfaringsmessig er utslipp fra Russland og noe fra Eurasia hovedkildene til svovel og nitratforbindelsene som måles i norsk del av Arktis. En evaluering på 1990-tallet viste effekter av sur nedbør i ca. 5 % av isfritt område på Svalbard med vegetasjon. I ettertid er utlippene betraktelig redusert, og målingene av svovelforbindelser fra Zeppelin observatoriet i Ny-Ålesund viser at nedgangen er på hele 86 % fra 1980 til 2013 (MOSJ).

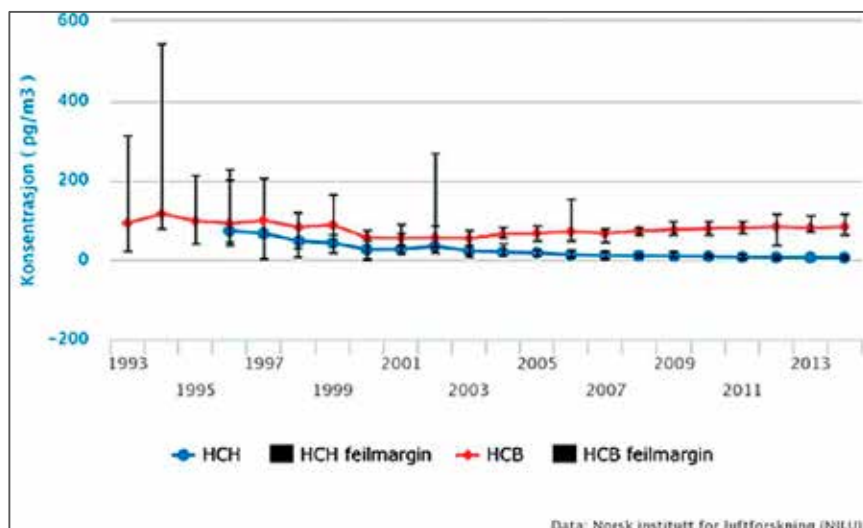
9.4.1.2 Tungmetaller

Tungmetaller slippes ut i forbindelse med trafikk og industri. Målingene fra Zeppelin i Ny-Ålesund viser at nivåene av bly har blitt redusert med 30 % fra 1994 til 2010. Overgangen fra blyholdig til blyfri bensin har bidratt til denne reduksjonen på verdensbasis. Målingene av kadmium og kvikksølv viser ikke tilsvarende trender i Arktis. Årsaken til dette er sannsynligvis at de globale sirkulasjonsmønstrene fortsetter å forsyne Arktis med disse tungmetallene fra kilder langveisfra, der industriell aktivitet er høy.

9.4.1.3 Organiske miljøgifter

Stabile organiske miljøgifter (Persistent Organic Pollutants, POP-er) måles på Zeppelin observatoriet i Ny-Ålesund. Det har vært nedadgående nivåer for HCH, klordaner og DDT i overvåkningsperioden 1993–2013, og av PCB-er i overvåkningsperioden 2001–2013 som er et resultat av internasjonal regulering. HCB-nivåene har økt i de siste 10 år. Grunnen kan være høyere temperaturer som har gitt isfrie vintre som har ført til evaporasjon av HCB fra sjø og land. I tillegg brukes det pestisider som inneholder HCB andre steder i verden, og HCB kan

blir langtransportert til Arktis via luftstrømmer. Langtidsovervåkningen av PAH indikerer en liten nedadgående trend for overvåkingsperioden 1994 - 2013.



Figur 115: Tidstrender for HCH og HCB fra luftmålinger ved Zeppelinstasjonen. Kilde: MOSJ.

9.4.2 Forurensing i sjøvann og strender

Radionuklider i sjøvann på Svalbard og Jan Mayen overvåkes og rapporteres til MOSJ med tanke på å spore utslipp fra atomavfall. Utslipet fra europeiske gjenvinningsanlegg er transportert videre til norsk marint miljø med havstrømmer. Nivåene i Kongsfjorden har sunket jevnt siden 2000 og medfører ingen helsefare. Nedgangen har sammenheng med rensing av utslippene fra Sellafield. Utslipp fra atomubåten Komsomolets, som sank 180 km sørvest av Bjørnøya på 1700 meters dyp i 1989, kan være en kilde til radioaktiv forurensning på vestsiden av Svalbard. Basert på nivåer som måles fra Kongsfjorden, vil dagens nivåer av radionuklider i det marine miljøet på Sentral-Spitsebergen ikke ha noen konsekvenser for mennesker eller marine organismer.

Når det gjelder kartlegging av plastforurensning på Svalbard så har Sysselmannen på Svalbard gjennomført kartlegging av strender som ligger på vestsiden og nord på Svalbard. To strender (Brucebukta og Luftskeipsodden) inngår i OSPAR kartleggingen på Svalbard. Kartlegging av plastavfall lengere sør i Europa viser at ca. 80 % av plastavfallet kommer fra det terrestre miljø (ofte via elver) hvor husholdninger og industri er noen av kildene (Andrady 2011; Moore 2008). Gjenværende 20 % av plastavfallet kommer fra marine aktiviteter som kystturisme, rekreasjon og marin industri (skipsfart, olje- og gasindustri, akvakultur og fiskeri) (Cole et al. 2011). Kartleggingen gjennomført på strendene på Svalbard viser at 80 % av den plasten kommer fra fiskeri- og skipsfartaktivitet og at kun 20 % kommer primært fra husholdningen (OSPAR). Når det gjelder identifikasjon av den plasten en finner på strendene så viser undersøkelser fra Europa at 50 % av plasten kommer fra eget land og at nabolandene er kilde til ca. 40 % av plasten (OSPAR). På Svalbard finnes det ikke noen analyse for hvilke land som bidrar til plastforurensningen på strendene.

9.4.3 Forurensning i fisk

9.4.3.1 Marin fisk

Miljøgifter i ulke (*Myoxocephalus scorpius*) og glattulke (*Gymnacanthus tricuspis*) har blitt undersøkt utenfor bosettingene i Longyearbyen og Barentsburg (Hop et al. 2001). Kun fire glattulker og 12 ulker utgjør hele prøvematerialet, slik at utsagnskraften er ikke stor for dette studiet. Imidlertid viser funnene at innholdet av PAH i lever hos vanlig ulke og glattulke er lavere enn hos ulke på Grønland. Nivåene av PAH er tre ganger større i Grønlandstudien. Omsetningen av PAH-er i dyr er imidlertid høy og det er derfor knyttet stor usikkerhet til en sammenligning mellom studier fra enkelte tidspunkt. Når det gjelder PCB i lever hos ulke er nivåene i ulke på Vest-Spitsbergen og Grønland sammenliknbare. Det er mulig at ulker utenfor bosteningene på Svalbard har noe høyere PCB innhold på grunn av lokale kilder innad i bosettingene.

Polartorsk og lodde er to nøkkelarter i det arktiske økosystemet, og begge overvåkes med tanke på miljøgiftbelastning. Primært foregår denne overvåkingen i Barentshavet. Begge artene er viktige næringslemner for andre fiskespisende fisker og for sel, hval og sjøfugl. Generelt er nivåene av organiske miljøgifter svært lave i både polartorsk og lodde (MOSJ), og en antar at det ikke er effekter på noen av artene som følge av miljøgiftbelastningen. Dette gjelder også i Sentral-Spitsbergen området.

9.4.3.2 Ferskvannsfisk

I forbindelse med en landsomfattende undersøkelse i av sedimenter i innsjøer i perioden 2005-2008, kom det frem at en rekke innsjøer på Svalbard hadde høye nivåer av miljøgifter. Røye, eneste ferskvannsfisk på Svalbard, ble i 2009-2011 undersøkt fra en rekke ulike vann og innsjøer benyttet av sportsfiskere (Christensen og Evenset 2011). Nivåer av fettløselige organiske miljøgifter i røye er generelt lave fra lokaliteter i Sentral-Spitsbergen (punkt 4 og 6 i Figur 116) sammenlignet med innsjøer på Bjørnøya for eksempel.

9.4.4 Forurensning i fugl

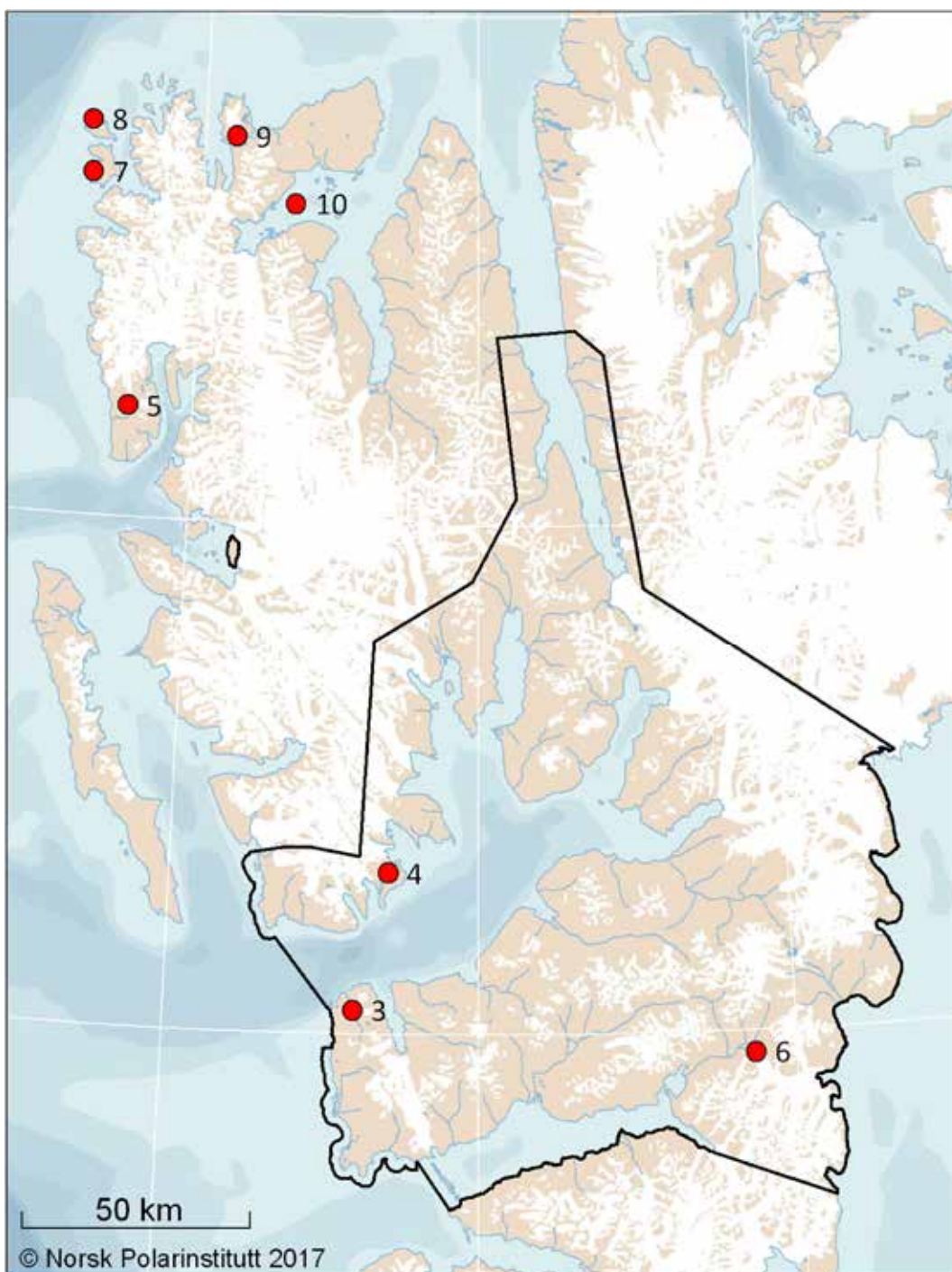
9.4.4.1 Sjøfugl

En rekke sjøfuglarter i Arktis (polarmåke, svartbak, storjo og ismåke) befinner seg høyt oppe i næringskjeden, på tross av at de ikke er toppredatorer. Noen er åtselere og spiser på åtsler av sjøpattedyr med høyt innhold av miljøgifter. Andre, som polarlomvi, spiser fettrik fisk som lodde og polartorsk. Polarlomvi egg samlet inn over flere år i Kongsfjorden på Vest-Spitsbergen er analysert for miljøgifter. Trenden for PCB, DDE (nedbrytningsprodukt av DDT) og toksafen er alle nedadgående. Miljøgifttrendene ansees å være like for hele Svalbard.

9.4.4.2 Ismåke

Miljøgiftstudier av ismåkeegg innsamlet på Svenskøya (Svalbard) og i nordvest Russland (Frans Josef Lands og Severnaja Semlja) i 2006, viste at konsentrasjonen av miljøgifter var blant de høyeste målt hos arktiske sjøfuglarter (Miljeteig et al. 2009). Studier av egg og blod fra voksne ismåker inngår i kartleggingen og overvåkingen av miljøgifter fra Sentral-Spitsbergen. Disse studiene inkluderer analyser av organokloriner (PCB og pestisider), bromerte flammehemmere, fluorforbindelser og kvikksølv (Miljeteig et al. 2007; 2009; Lucia et al. 2015; 2016). Nivåene av organokloriner i blod hos ismåker fra fire kolonier (Auga, Hubnerbreen, Sigden og Freemansbreen) på Barentsøya i perioden 2011-2014 viser at PCB-

konsentrasjonen varierte mellom 134-1597 ng/g våtvekt. DDE varierte mellom 67-303 ng/g våtvekt i de fire koloniene som ble undersøkt.



Figur 116: Områder der røye er samlet inn for analyse av miljøgifter i 2009-2011. Modifisert fra: Christensen og Evenset (2011).

Nivåene av bromerte flammehemmere (sum PBDEs) og fluorforbindelser (PFOS) varierte mellom 0,67-7,56 og 8,88-31,04 ng/g våtvekt, respektivt (Lucia et al. 2016a). Nivåene av miljøgifter var noenlunde like i alle koloniene som ble studert, noe som indikerer at dietten er den viktigste faktoren for miljøgiftnivåene hos ismåkene.

Studier av tungmetaller i blod (Ag, As, Cd, Co, Cr, Cu, Fe, Hg, Mn, Ni, Pb, Se, V og Zn) i de samme fire koloniene viser en konsentrasjon på bakgrunnsnivå for de fleste metallene. Det ble funnet relativt høye nivåer av kvikksølv (Hg) og selenium (Se) (Lucia 2016b). Tidstrend data (2011-2014) av organoklorider og pesticider indikerer en nedgang av disse stoffene. Tidstrenddata av noen bromerte flammehemmere og fluorforbindelser indikerer en økning (Lucia et al. 2016a). I studier av egg fra ismåker fra Svalbard og nord-vest Russland ble det rapportert om 7-17 % tynnere eggskall i de eggene som hadde de høyeste konsentrasjonene av miljøgifter (Miljeteig et al. 2009). Generelt anser en at eggskallfortynning på 16-18 % kan føre til lavere hekkesuksess og dermed bestandsnedgang.

9.4.4.3 Storjo

Storjo er en av artene i Svalbardområdet som har et relativt høyt nivå av miljøgifter (Leat et al. 2017; Bustnes et al. 2015). Nivåer av utvalgte organokloriner hos hekkende storjo fra Kongsfjordområdet var noenlunde lik den konsentrasjonen av organokloriner en finner hos storjo fra Island. Nivået av organokloriner i storjo fra Bjørnøya var tre ganger høyere enn det som ble funnet i Kongsfjorden (Leat et al. 2017).

Nivåene av miljøgifter i storjo er til dels bestemt av hvor fuglene tilbringer vinteren. Storjo som overvintrer i Europa har høyere organoklorin-nivå enn fugler som overvintrer i Afrika (Leat et al. 2013). Det finnes ikke tidstrend data og data knyttet til kvikksølv og tungmetaller av storjo fra Sentral-Spitsbergen.

9.4.4.4 Polarmåke

Egg og blod fra voksne polarmåker på Sentral-Spitsbergen (hovedsakelig Kongsfjorden) har vært brukt til kartlegging av nye miljøgifter samt til tidstrend studier av organokloriner (Polder et al. 2010; Verreault et al. 2010; Sagerup et al. 2011; Gabrielsen et al. 2011; Herzke et al. 2013; Lucia et al. 2016). Studiene har avdekket en rekke organokloriner og nye miljøgifter (bromerte flammehemmere, fluorforbindelser, organofosfater og klorerte parafiner). Studiene av polarmåker i Sentral-Spitsbergen-området viser et relativt moderat nivå (Sum PCBs 171 ± 113 og sum pesticider 44 ± 25 (ng/g våtvekt) (Melnæs et al. 2017). PCB utgjør brorparten (75 %) av miljøgiftbelastningen i polarmåkene (Gabrielsen og Henriksen 2001; Gabrielsen 2007). Pesticider (DDE, klordan, HCB og HCH) utgjør mindre enn 20 % og metabolittene utgjør mindre enn 1 % av polarmåkenes miljøgiftbelastning (Verreault et al. 2005). Polarmåkene viser store forskjeller i nivå av organokloriner. Individuer som spiser andre sjøfuglarter eller spekk av sel og hval har høyere miljøgiftnivå enn individer som spiser fisk, krabber og zooplanktonarter (Sagerup et al. 2002; Gabrielsen 2007; Verreault et al. 2010).

Det er også stor forskjell i nivå av organokloriner mellom hanner og hunner. Hunner kan kvitte seg med miljøgifter ved å overføre miljøgifter fra eget kroppsfett til eggene (Verreault et al. 2006). Polarmåkene overvintrer på Svalbard, Island og sentralt i Barentshavet (data fra SEATRACK, ikke publisert). Det er antatt at opphold i vinterområdet kan påvirke konsentrasjonen av organokloriner i polarmåkene.

Det finnes per i dag ikke en god nok oversikt over miljøgiftbelastningen for polarmåker på Sentral-Spitsbergen. Tidstrendstudier av egg fra polarmåker i Kongsfjorden viser en nedadgående trend for de tradisjonelle miljøgiftene (Bustnes et al. 2010).

Studier av kvikksølv i polarmåker fra Kongsfjordområdet viser lave nivå; 0.32 ± 0.06 og 1.17 ± 0.16 $\mu\text{g/g}$ våtvekt i muskel og lever. Nivå av metyl-kvikksølv var 0.74 ± 0.11 $\mu\text{g/g}$ våtvekt i

lever hos polarmåker i 2008 (Jæger et al. 2009). I 1991 ble det gjort en undersøkelse av nivå av tungemetaller (Cd, Zn, Cu, Se og Hg) i sjøfugler fra Kongsfjorden. I denne undersøkelsen ble det funnet høye nivå av Cd sammenlignet med sjøfugler i Nord-Norge og nordvest-Russland (Savinov et al. 2003). Det finnes per i dag ikke nyere data knyttet til tungmetallbelastning (inkludert kvikksølv) fra Sentral-Spitsbergen.

9.4.5 Forurensning i fugl – snøspurvstudien

Snøspurv som lever i tilknytning til bosettingene får i seg miljøgiften PCB fra kilder i bosettingene, som maling, olje og bygningsstøv. Nivåene av PCB i egg fra snøspurv i Barentsburg og Pyramiden var høyere enn i Longyearbyen og Ny-Ålesund, samt at PCB-mønsteret var ulikt og kan spores tilbake til de ulike PCB-kildene i norske og russiske bosettinger (Kristoffersen et al. 2012).

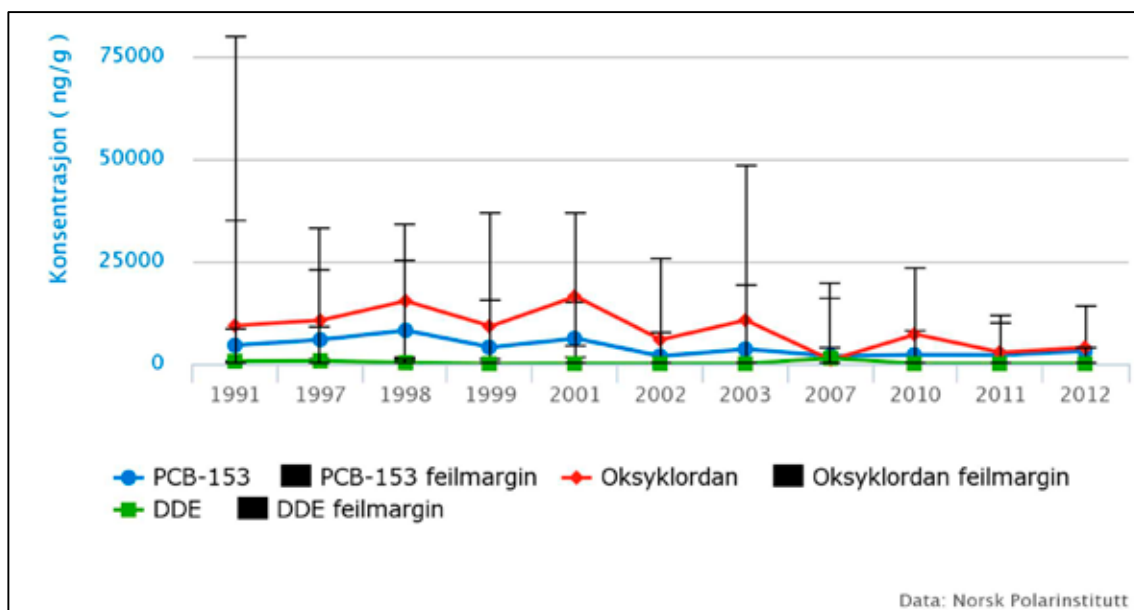
9.4.6 Forurensning i pattedyr

Fettløselige POPs representerer et særlig problem for dyr i Arktis, da arktiske dyr er avhengig av fettlagre for å isolere mot kulden samt å lagre energi. POPs hoper seg opp i fettvevet og mobiliseres (blir frigjort og sirkulerer i kroppen på dyrene) i perioder med sult eller faste. Også perfluorerte stoffer, som er mer vannløselige og binder seg til proteiner, blir mer konsentrert i perioder med sult.

9.4.6.1 Fjellrev

Fjellreven på Svalbard er en topp-predator koblet til alle hovedgrupper av dyr på øygruppen og høster både av den landbaserte og marine næringskjeden. Fjellrev utsettes for høye nivåer av miljøgifter på grunn at tilknytningen til de marine næringskjedene og fjellrevens store variasjon i sesongmessig fettdeponering. Fjellrev er stort sett samlet inn fra Isfjorden-området og Nordenkiöld Land, levert inn av fangstfolk. Dataene er derfor relevante for Sentral-Spitsbergen.

I perioden 1997-2013 gikk konsentrasjoner av PCB og klordaner ned ca 10 % per år (Andersen et al., 2015). Nivåene av PCB og klordan hos fjellrev fra Svalbard er høyere enn de vi finner i Alaska og Canada. Derimot er nivåer av andre pesticider like eller lavere på Svalbard sammenlignet med Nord-Amerika. Tidstrender for perioden 1997-2014 viser at PFOS gikk ned på 2000-tallet mens noen av perfluoroalkyl karboxylater har økt de siste årene (Routti et al., upublisert). I perioden 1997-2014 har nivåer av kvikksølv vært stabile, men det er en økende trend de siste årene (Hallanger et al., upublisert). Fjellreven har også god evne å omdanne PCB til OH-PCB, noe som fører til høye nivåer av OH-PCB i kroppen (Routti et al., 2016a). Sammenlignet med isbjørn har fjellrev omtrent like høye nivåer av PCB og klorerte pesticider mens nivåer av perfluorerte forbindelser er lavere hos fjellrev enn isbjørn (Aas et al., 2014; Andersen et al., 2015; Tartu et al., 2017).



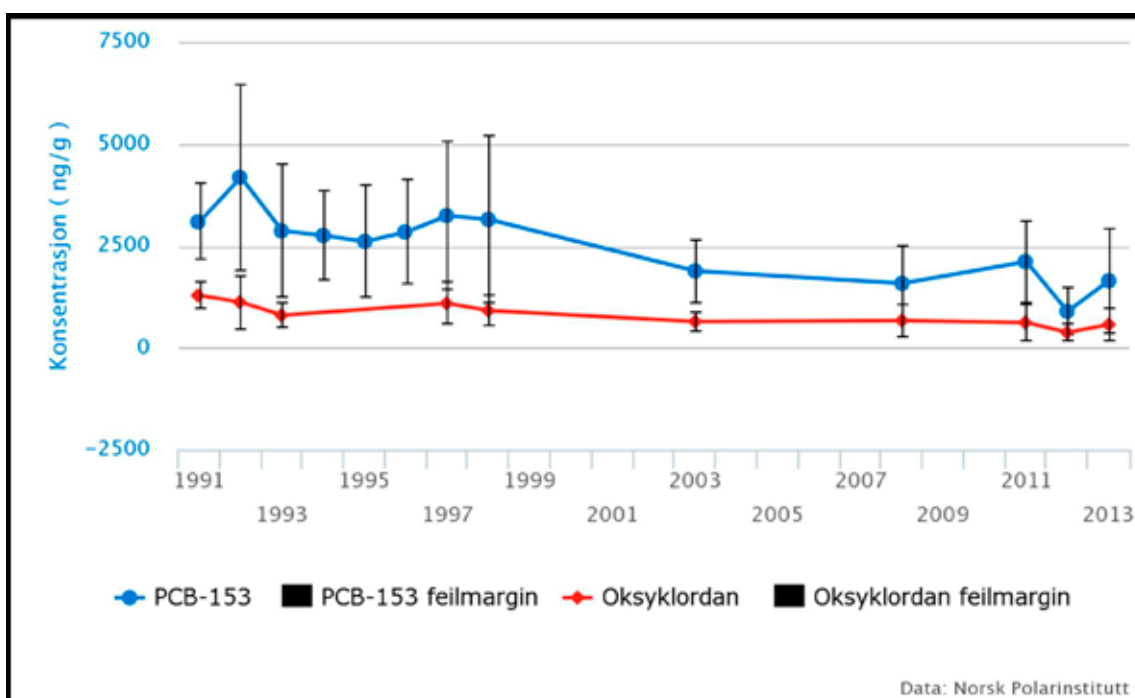
Figur 117: Tidstrend av PCB-153, DDE og oksyklordan (ng/g lipidvekt) i lever fra fjellrev. Kilde: MOSJ.

9.4.6.2 Sel og hval

Overvåking av ringsel (MOSJ) viser at konsentrasjonene av fettløselige organiske miljøgifter (PCB-153, DDE, klordaner) har gått ned 6-8 % per år mellom 1992 og 2014. For de nyere miljøgiftene ser situasjonen annerledes ut. Nivåene av den bromerte flammehemmeren BDE-47 viser ingen nedadgående trend hos ringsel på Svalbard fra 2004 til 2014, mens nivåene av PFOS har variert i perioden 1990-2010, og viser ingen signifikant trend. De høyeste PFOS-nivåene ble målt i 2004, i 2010 var nivåene halvert. Perfluoroalkyl karboxylater har økt i perioden 1990-2010 (Routti et al., 2016b). Nivåer av miljøgifter i ringsel er i ganske like til nivåer påvist i steinkobbe, men lave i forhold til isbjørn (Routti et al., 2014; Routti et al. upublisert; Tartu et al., 2017). Totalbelastning av fettløselige miljøgifter er i samme størrelsesorden hos ringsel og hvalross, mens høyere nivåer er funnet hos hvithval (Routti et al. upublisert).

9.4.6.3 Isbjørn

Isbjørn er et rovdyr på toppen av den marine næringskjeden i Arktis. Den spiser i all hovedsak sel, eksempelvis ringsel, som den jakter på isen. Isbjørn er svært avhengig av havis for jakt og som oppholdssted og vil påvirkes av endringer i isen. Som toppredator i det marine næringsnettet er den utsatt for høye nivåer av miljøgifter, spesielt de stabile organiske miljøgiftene. Data fra isbjørn er stort sett samlet inn på Øst-Svalbard og i Storfjorden. Nivåer av de fleste fettløselige POP-ene har gått ned de siste tiårene (Figur 118). Også PFOS er på vei ned, mens flere perfluoroalkyl karboxylater har økt siden 2000 (Routti et al., upublisert). Nivåer av kvikksølv er generelt lave på Svalbard, og kvikksølvnivåer i isbjørn på Svalbard viser ingen endring over tid (Riget et al., 2011).



Figur 118: Nivåer av PCB-153 og oksyklordan (ng/g lipidvekt) målt i blodplasma av voksne isbjørnbinner fra Svalbard i perioden 1992–2013. Kilde: MOSJ.

9.4.7 Plast i dyr på Svalbard

Dyr kan bli påvirket av plastforurensningen på to måter. Enten går dyr seg fast eller så kan de spise platen som flyter/driver med havstrømmene eller plast som ligger på strendene. Når det gjelder arter på Svalbard som har gått seg fast, eller er blitt innviklet i plast, gjelder det Svalbardrein, isbjørn, ringsel, polarlomvi, terner og hvitkinngås (kilde: Sysselmannen på Svalbard og Norsk Polarinstitutt). Når det gjelder dyr som har spist plast på Svalbard finnes kun studier fra Hornsund og Isfjorden på havhester som ble samlet inn på starten av 1980-tallet (Lydersen et al. 1985) og fra en studie som ble gjennomført i 2013 (Trevail et al. 2015). Mens fire av 40 havhester på 1980-tallet hadde fragmenter av plast i magene, så var det i 2013 fire av 40 havhester ikke hadde fragmenter av plast i magene. I gjennomsnitt ble det funnet 15 plastpartikler med en vekt av 0.08 g per individ undersøkt (Trevail et al. 2014). Havhest som art inngår i OSPAR-overvåkingen av plast i havene. Ca. 24 % av havhestene fra Svalbard overgår grenseverdien (Ecological Quality Objective (EcoQO); 0.1 g) som er satt for inntak av plast hvor havhestene vil bli negativt påvirket av plastforurensningen. Til sammenligning så har 60-70 % av havhester fra Nordsjøen EcoQO på over 0.1 g (Van Franker og SNS Fulmar Study Group, 2013). Funn fra havhestene som ble undersøkt på slutten av 1980-tallet og i 2013 bekrefter at plastproblemet er økende på Svalbard. Med et økt forbruk av plast og økende mengde plast i havet, på strender og på havbunnen er det grunn til anta at flere havhester, samt andre arter, vil bli berørt av plastforurensningen i årene som kommer.

9.5 Effekter

9.5.1 Generelt om effekter

Effektene av miljøgifter en observerer i dyr er generelt like for ulike geografiske områder, og avhengig av nivå og sammensetning av ulike stoffer. Mange fugle- og pattedyrarter i Arktis har store lagre med fett og gjennomgår store kroppsvektendringer pga. oppbygging og bruk av fettreservene. Arktiske økosystemer er særlig sårbare når det gjelder fettløselige miljøgifter fordi fett i stor grad brukes som opplagsnæring. Når det gjelder de biologiske virkninger av POP-er, er ennå mye usikkert da mesteparten av kunnskapen er fremkommet gjennom studier i laboratorier eller ved bruk av lignende arter, for eksempel grønlandshunder eller gråmåker. Arktiske dyr kan være mer/mindre følsomme i forhold til disse. Noen mulige effekter har imidlertid vært vurdert. Forplantningen vil kunne påvirkes hos enkelte fuglearter ved at det produseres tynnere eggeskall, det kan være en direkte giftvirkning på kyllingene, parringsatferd kan endres, misdannelser oppstår i forplantningsorganene hos noen arter, mens noen arter vil få færre avkom og noen arter vil utvikle manglende evne til å få avkom. Enkelte miljøgifter er hormonhermere og påvirker kjønns hormonene ved at de etterligner/blokkerer kroppens naturlige hormoner. Også immunsystemet (brisselen (en kjertel), bekjempelse av parasitter) påvirkes. Produksjon av avgiftningenszymer i leveren stimuleres. Det er snakk om samme enzymgruppe som bryter ned hormoner og derfor kan også hormonavhengige funksjoner påvirkes. Enzymsystemene er artsspesifikke og artene har ulike evne til å bryte ned miljøgifter. Andre mulige effekter er økt risiko for svulster, påvirkning av følsomme hormonproduserende kjertler (skjoldbruskkjertelen, binyrene) og porfyri (dannelsen av pigment i de røde blodcellene forstyrres).

Når det gjelder tungmetaller, finnes det både naturlige og menneskeskapt kilder som avgir tungmetaller til luft, jord og vann. Viktigheten av ulike kilder varierer med årstid, type metall, avstand til elvemunning, osv. Av tungmetallene er det kvikksølv (Hg) en er mest bekymret for mht. effekter. Generelt er det imidlertid lave verdier av kvikksølv på Svalbard. Det er registrert at kadmiumnivåene (Cd) i havhest fra Svalbard øker, mens tilsvarende økning for kadmium ikke er observert hos polarlomvi. Biologiske virkninger av tungmetaller (kvikksølv, kadmium og bly (Pb)), kan være nevrologiske ved at bl.a. hjernen påvirkes og dermed også atferds utvikling hos unge individer. Forplantningsevnen reduseres ved at bl.a. spermieproduksjon forstyrres. Dannelse av røde blodlegemer påvirkes, noe som kan føre til anemi. Stoffskifte kan også påvirkes. Kadmium kan f.eks. føre til jonisk ubalanse og resultatet blir et forstyrret kalsiumstoffskifte.

9.5.2 Effektstudier med relevans for Sentral-Spitsbergen

Gjennomgangen under er basert på studier på samme arter fra Svalbard eller andre arktiske områder eller eksperimentelle studier på lignende arter.

- Det er potensiale for at fjellrev i Sentral-Spitsbergen er utsatt for negative effekter av miljøgifter. Det er ikke foretatt noen effektstudier på frittlevende fjellrev i Svalbardområdet, men kontrollerte studier på pelsrev og grønlandshunder viser negative helse-effekter på nivåer av PCB og klorerte pesticider som var lavere enn hos fjellrev på Svalbard (Andersen et al., 2015; Pedersen et al., 2015). Eksperimentelle studier på pelsrev har vist at fjellrev er mer utsatt for miljøgifter i perioder med lite mat enn når det er tilstrekkelig med mat, dvs, når de er avmagret og fettreservene brytes ned og som øker biotilgjengeligheten evt. fettløselige miljøgifter (Helgason et al. 2013). Også studier som sammenligner tynne og tykke

frittlevende fjellrev på Svalbard viser at nivåer av de fettløselige POP-ene, OH-metabolitter av PCB, finnes i flere ganger høyere nivåer i lever av tynne rev enn tykke rev (Andersen et al., 2015; Routti et al., 2016a). I tillegg er nivåer av flere perfluorerte stoffer høyere i tynne enn tykke rev (Aas et al., 2014). De eksperimentelle studiene viste også at eksponering for miljøgifter fører til endringer i nyrene (Sonne et al. 2009). Nivåene av kjønnshormonet testosteron var lavere i eksponerte pelsrev enn i ueksponerte pelsrever (Hallanger et al. 2012). Nye resultater fra den samme eksperimentelle studien viste sammenheng mellom miljøgiftbelastning og forholdet mellom ulike thyroidhormoner, noe som kan påvirke helsestatusen i vill fjellrev (Rogstad et al. 2017).

- Effektstudier har blitt foretatt på ringsel, men da med ringselbestanden på Svalbard som den rene, lite påvirkede bestanden og Østersjøbestanden som den sterkt forurensede (Castelli et al, 2014; Kanerva et al, 2012; Routti et al. 2010).
- Studier på effekter av miljøgifter på isbjørn på Svalbard har vist effekter på hormon- og immunsystemet og energi-metabolisme (Jenssen et al, 2015; Routti et al. 2016c (Braathen et al. 2004; Bytingsvik et al. 2013; Gustavson et al. 2015; Haave et al. 2003; Lie et al. 2005; Lie et al. 2004; Oskam et al. 2003). Studier fra Øst-Grønland har dermed koblet miljøgiftnivåer til benskjørhet og patologiske endringer i lever og nyre, og størrelse på kjønnsorganer (Sonne et al. 2012). Det er også påvist at nivåer av fettløselig miljøgifter (PCB, klorerte pesticider) er høyere hos tynne enn tykke isbjørn (Tartu et al. 2017). Dermed er nivåer høyere på vår enn på høst. Det antas at isbjørner som oppholder seg på Sentral-Spitsbergen er utsatt for samme effekter på lik linje med undersøkte isbjørner.
- Det finnes få effektstudier på hval fra Svalbard, men en studie på hvithval har vist sammenheng mellom nivåer av bromerte flammehemmere i spekk og skjoldbruskjertelhormon (Villanger et al. 2011).
- En rekke studier har vist effekter av miljøgifter på polarmåke på Bjørnøya, blant annet på hvileforbrenning, immunsystem, temperaturregulering, oppførsel, forplantningsevne, egg struktur og overlevelse (oppsummert i Verreault et al. 2010). Det antas at dette er likt for polarmåker på Sentral-Spitsbergen også.
- Egg fra ismåke, samlet inn på Svenskøya ved Kong Karls Land og på Frans Josefs land, har tynnere skall jo høyere nivå av miljøgifter det er i egget (Miljeteig et al. 2009). Dette gjelder også ismåker som potensielt hekker på Sentral-Spitsbergen
- Det er grunn til anta at flere havhester og andre marine arter vil bli berørt av plastforurensningen i årene som kommer.

9.5.3 Samvirkende effekter

Klimaendringer vil med stor sannsynlighet påvirke bl.a. tilførsler, eksponeringsgrad, nedbryting og effekter av miljøgifter i Arktis. Da det mangler forskning innenfor dette området kan man i dag bare gi kvalifiserte gjetninger om hvordan disse forskjellige påvirkningsfaktorene vil virke sammen. Sannsynligvis vil klimaendringer, med økt temperatur og økt nedbør, påvirke tilførselsveiene for miljøgifter til Arktis. Dette skjer gjennom at prosesser som påvirker miljøgiftenes egenskaper, som utlekking og fordampning, endres. Disse prosessene vil påvirke både deponering fra tilførselsveiene (atmosfæren, havstrømmer, osv.) og opptak i organismene på hele øygruppen (Kallenborn et al. 2011a).

Indirekte effekter, som gjennom diettskifte (et skifte av næringsorganismer fra polare til atlantiske arter), eller endringer i dyrenes kondisjon vil også påvirke miljøgifteksponering. For eksempel viser en nylig studie at ved mindre sjøis er isbjørn i dårligere kondisjon og har høyere nivåer av miljøgifter i både blodsirkulasjon og fett (Tartu et al., 2017). Endringer i næringsnettverket kan påvirke eksponeringen for miljøgifter og til slutt nivåene av miljøgifter i toppredatorene. For både sjøfugl og isbjørn vil endringer i utbredelsen av iskanten medføre endring i rutiner for næringssøk, eksempelvis må sjøfugl fly lenger fra hekkekoloniene for å finne mat, hvilket igjen påvirker kondisjonen til fuglen. En fugl i dårlig kondisjon er igjen mer mottagelig for effekter fra miljøgifter.

9.6 Kunnskapsbehov

Miljøvernforvaltningens kunnskapsbehov på Svalbard (kunnskapsmatrisen) påpeker behov for økt kunnskap på følgende temaer:

- Nivåer av miljøgifter i Arktis: Overvåking av gamle og nye miljøgifter, screening av nye miljøgifter.
- Forholdet mellom langtransportert og lokal forurensning.
- Lokal utslipp av miljøgifter.
- Effekter av miljøgifter.
- Nedbryting av miljøgifter under arktiske forhold.
- Olje i is.
- Konsekvens av å gå over fra tungolje til marin diesel for cruiseskipene.
- Ferdsel, støy og utslipp samt tiltak.

Miljødirektoratets prioriterte forskningsbehov 2016-2021 og Klima- og miljødepartementets prioriterte forskningsbehov 2016-2021 går i samme retning, men understreker også behovet for mer kunnskap om:

- Virkninger av klimaendringer på tilførsler, transport og effekter av miljøgifter.
- Kombinerte effekter av klima, havforsuring, miljøgifter og næringsvirksomhet i nøkkelarter i økosystemene.
- Nye miljøgifter.
- Opptak og effekter i toppredatorer samt hvordan miljøgifter påvirker populasjoner og økosystem, spesielt sårbare arter/ populasjoner.
- Samvirkende effekter av ulike miljøgifter.

Andre temaer som er relevante, og som Norsk Polarinstitutt har fokus på, er kunnskap om:

- Plastforurensning og betydning i arktiske arter.

I tillegg er det viktig å hente inn mer kunnskap om hvordan endringer i permafrosten som følge av klimaendringer, vil påvirke utvikling framover når det gjelder avrenning fra forurenset grunn og deponier.

9.7 Tiltak

Langtransportert forurensning er hovedkilden til miljøgifter på Sentral-Spitsbergen. Tiltak mot miljøgifter fra denne kilden (som i realiteten er mange kilder i industrialisert del av verden) skjer hovedsakelig globalt. Eksempelvis gjennom internasjonale konvensjoner som Stockholmkonvensjonen, som på sikt vil sørge for utfasing av miljøfarlige stoffer. Screening av nye miljøgifter og funn av nye miljøgifter i Arktis er viktige faktorer som bidrar til stopp i produksjon og bruk av miljøfarlige stoffer.

På Svalbard finnes det ulike lokale kilder til miljøgifter, hovedparten av de som er identifisert befinner seg innenfor planområdene. Dermed blir planområdene en kilde for forurensning av nærliggende områder, altså Sentral-Spitsbergen. Dette kan være avrenning fra gruve ut i fjorder, ferskvann og sjø, eller luftbåren forurensning som eksos og andre partikler. I tillegg ansees snøscootere som forurensingskilder, da disse beveger seg i store områder innad på Sentral-Spitsbergen. Forurensning fra lokale kilder kan løses enkelt ved å identifisere kildene og sørge for opprydning.

Når det gjelder utslipp fra biler og snøscootere, presiserer Kallenborn et al. (2011b) følgende tiltak:

- Bruken av totakts snøskutere begrenses og reguleres ytterligere med mål å utfase slike kjøretøy på Svalbard innen 2016.
- Industriutstyr, anleggsmaskiner og tunge kjøretøy (lastebil, hjullaster, gravemaskin osv.) bør utstyres med effektive filtre for effektiv fjerning av partikler og organiske forurensninger.
- Stasjonært utstyr med diesel-/bensinmotorer (generatorer osv.) burde omgående utstyres med filter for fjerning og oppsamling av finstøv og partikulært materiale.
- Identifiserte "Hot Spot"-lokaliteter må undersøkes nærmere og fjerning av forurensningen må iverksettes.
- Etablere et langtids-overvåkingsprogram for lokale forurensninger, inklusive PAH og VOC i luft og jord, i nærheten av potensielle forurensningskilder (Longyearbyen, Barentsburg).

Forurensning i sedimentene utenfor Pyramiden tyder på at det fremdeles skjer lekkasjer av PCB ut av planområdene, ifølge Evenset og Christensen (2009). De anbefaler fortsatt fokus på lokale kilder og tiltak mot disse, og mener at hvis man klarer å få kontroll med de lokale kildene vil trolig naturlig sedimentasjon relativt raskt føre til at de forurensete sedimentene tildekkes. Kildekontroll på land bør derfor ha høyest prioritet.

10 Klima

10.1 Observasjoner av klimaparametere – status og forventet utvikling

Innenfor utredningsområdet ligger Svalbard lufthavn, Longyearbyen, der det har blitt målt temperatur siden 1898 og nedbør siden 1912. Dataene rapporteres til MOSJ og presenteres der, og denne sammenstillingen er basert på MOSJ sine sider for temaene temperatur og nedbør. I tillegg er en nylig rapport på nettopp klimaendringer på Svalbard benyttet da det ble utført nye modelleringer og framskrivninger av klimaendring i forbindelse med rapporten (Quillfeldt og Øseth, 2016). Temaene i denne rapporten inkluderer blant annet temperatur, nedbør og vind. Vi henviser til Quillfeldt og Øseth (2016) for mer utførlig beskrivelse av klimaet på ulike deler av Svalbard, inklusive Sentral-Spitsbergen.

10.1.1 Temperatur

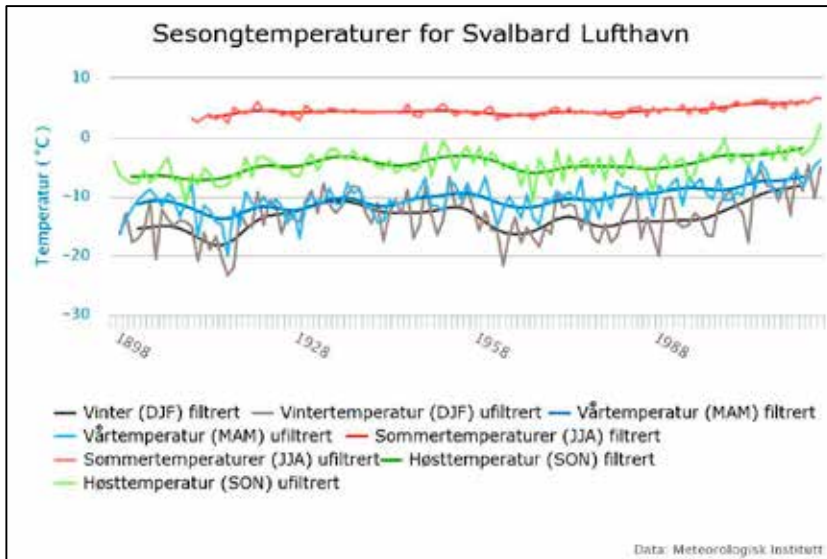
Sesongmiddeltemperaturene for Svalbard lufthavn viser at år-til-år-variasjonen er mindre i sommersesongen enn resten av året. Temperatur på Svalbard påvirkes av isdekket som kan variere fra år til år. Derfor vil årstidene med havis til stede generelt vise større variasjon i middeltemperatur enn årstider uten isdekke.

Årlig gjennomsnittstemperatur ved Svalbard lufthavn Longyearbyen har steget de siste 100 årene dersom man ser hele måleperioden over ett, med 0,3 °C per tiår. Figur 119 viser at det er variasjon i gjennomsnittstemperaturen gjennom perioden, men det fremgår tydelig at det er en stigende trend fra rundt ca 1990.



Figur 119: Årlig gjennomsnittstemperatur ved Svalbard lufthavn, Longyearbyen. Kilde: MOSJ (www.mosj.no).

Det er generelt store variasjoner i lufttemperaturen på Svalbard lufthavn, hvilket fremgår av Figur 120 som viser sesongvariasjonene. Sommertemperaturene varierer minst, mens det er størst temperaturøkning vinter og vår. Temperaturøkningen om vinteren er på 0,36°C per tiår og om våren 0,43°C per tiår, begge fra 1899 til 2016.

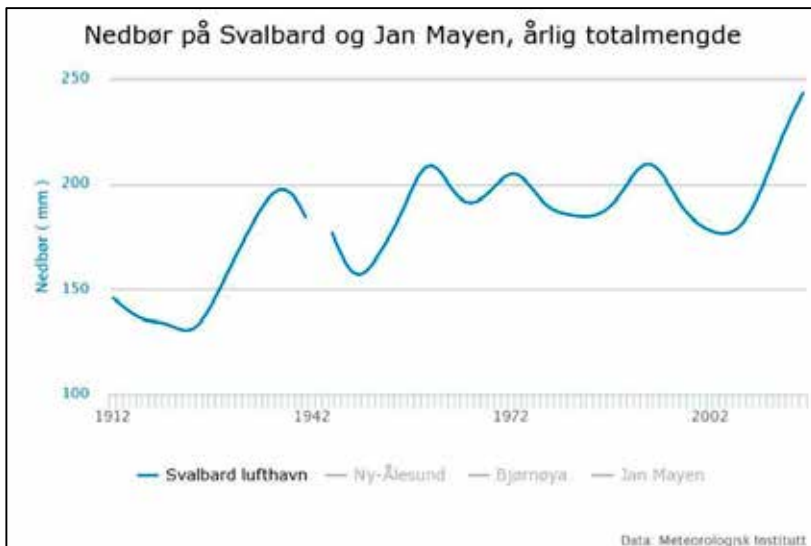


Figur 120: Sesongvariasjon i temperatur ved Svalbard lufthavn, Longyearbyen. Kilde: MOSJ www.mosj.no

Generelt forventes det ytterligere økninger i temperaturen på Svalbard. Ifølge Quillfeldt og Øseth (2016) viser de nye modelleringene utført av Meteorologisk Institutt en forventet økning ved Svalbard lufthavn på mellom 2,5°C og 7°C mot slutten av dette århundret. Det fremkommer også at det vil bli færre dager med ekstremt lave vintertemperaturer samt flere dager med høye sommertemperaturer. Quillfeldt og Øseth (2016) peker på at dette impliserer større grad av uforutsigbare klimaendringer og ekstremhendelser i fremtiden, med mulige konsekvenser for flora og fauna på Svalbard.

10.1.2 Nedbør

Målingene ved Svalbard lufthavn Longyearbyen viser at nedbøren i området øker, se Figur 121. Ifølge Meteorologisk institutt er økende total mengde nedbør en gjennomgående positiv trend for alle målepunktene inkludert i MOSJ fra Svalbard.



Figur 121: Årlig nedbør ved Svalbard lufthavn, Longyearbyen. Kilde: MOSJ (www.mosj.no).

Nye modelleringer stipulerer økning i nedbør fremover med mellom 5,3 % og 13,7 % (Quillfeldt og Øseth 2016). Økosystemeffekter av dette kommer blant annet an på om nedbøren faller som regn eller snø, hvilket igjen henger sammen med blant annet temperatur og høyde over havet. Prognosene tilsier mer nedbør som regn i de varme og lavereliggende områdene på Svalbard, særlig sørvest-Svalbard (Quillfeldt og Øseth 2016).

Dannelse av islag på bakken når vann (regn) trenger gjennom snølaget og legger seg på den frosne bakken vinterstid kalles regn på snø (rain-on-snow, ROS i faglitteraturen). Regn på snø er omtalt i Quillfeldt og Øseth (2016), og det er fokusert på betydning av slike hendelser for blant annet dyr som beiter på bakken, som reinsdyr og rype. Ifølge Quillfeldt og Øseth (2016) blir regn på snø mest vanlig i lavereliggende området på Svalbard, og det er stor mellomårlig variasjon. Videre er det vanskelig å predikere utviklingen fremover, men det spekuleres i at varmere vær på vinterstid kan medføre hyppigere perioder med regn på snø.

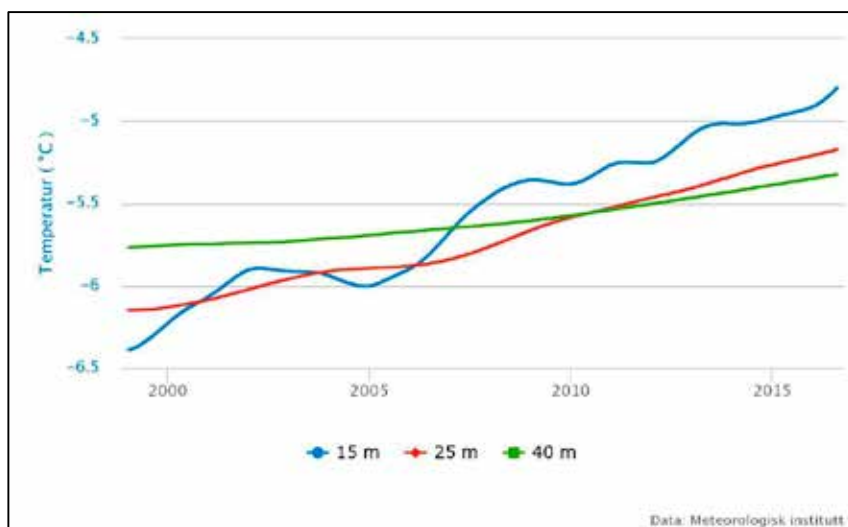
10.1.3 Vind

Vind, vindstyrke og retning på Svalbard henger sammen med de store polare værsystemene, og lokale forhold (fjell, daler etc) gir lokale forskjeller. Nye modelleringer utført av Meteorologisk institutt i forbindelse med Quillfeldt og Øseth (2016) tilsier at maksimum døgnlig vindstyrke vil øke noe fremover. Dette skyldes hovedsakelig på grunn av at det blir flere og større områder uten is og det forventes flere lavtrykk i de østlige områdene.

10.2 Permafrost

Permafrost er frossen bakke, og det finnes utbredt over hele det sirkumpolare nord i ulike varianter. Lengst sør i regionen er permafrost eksempelvis et sesongmessig fenomen der øvre eller grunne deler av bakken fryser til i et tynt lag og tiner fullstendig på våren og sommeren. Andre steder, gjerne på innlandet langt nord som i Alaska, Canada eller Sibir, er permafrosten permanent året gjennom og gjerne svært dypt i bakken. Permafrost påvirker landskapene i områder som er frosne, se også kapittel 6 om landskap og kapittel 5 om vegetasjon og planter.

På Svalbard har permafrost blitt overvåket siden 1998 av Meteorologisk Institutt. Dataene rapporteres til MOSJ og presenteres der, og denne sammenstillingen er basert på MOSJ sine sider for temaene temperatur og nedbør. I tillegg er en nylig rapport på nettopp klimaendringer på Svalbard benyttet da det ble utført nye modelleringer og framskrivninger av klimaendring i forbindelse med rapporten (Quillfeldt og Øseth, 2016). En effekt av klimaendringene i Arktis er oppvarming og tining av permafrosten. På Svalbard overvåkes dette i flere borehull, deriblant på Janssonhaugen, 20 km fra Longyearbyen. Oppvarming og tining av permafrosten kan medføre større ustabilitet i bratt terreng og øke sannsynligheten for jord- og fjellskred. Tinende permafrost kan skade bygninger og infrastruktur, og kulturminner i kystområder blir utsatt for økt erosjon. Status for permafrost på Janssonhaugen er at dataene viser en tydelig oppvarming også helt nede på 40 meters dybde, se Figur 122. Temperaturvariasjoner gjennom året på bakkeoverflaten vil forsinkes mot dypet, samtidig som de dempes. Ved 15–20 meters dybde er temperaturvariasjonene gjennom året utjevnet. Endringer i gjennomsnittstemperatur over flere år og tiår på bakkeoverflaten vil forplante seg som temperaturbølger til større dyp. Målingene er derfor et verdifullt supplement til mer tradisjonelle klimadata fra værstasjonene på Svalbard.



Figur 122: Bakketemperatur i permafrost, Janssonhaugen ved Longyearbyen. Kilde: MOSJ (www.mosj.no).

10.3 Snødistribusjon

Kunnskap om nedbør i Svalbard, hovedsakelig i form av snø, og dens variasjon i rom og tid, er relativt begrenset over størstedelen av øygruppen, utover målestasjonene nevnt tidligere. Snøfall varierer over et bredt spekter av romlige skalaer, og både mengden og egenskaper (for eksempel tetthet) kontrolleres av overflatetopografi, lokale vinder, atmosfærisk sirkulasjonsmønstre og fuktighet på regionalt og kontinental skala.

Nedbør har blitt målt ved de fem meteorologiske stasjonene rundt Svalbard over mange tiår (Førland et al. 2012), flere siden tidlig på 1900-tallet. Kontinuerlige snødybde data over lengre perioder finnes fra kun to av stasjonene, Longyearbyen og Ny-Ålesund, men disse tidsserier strekker seg ikke lengre enn et par tiår. Positive trender er rapportert for nedbørtidsseriene (Førland et al. 2012) over deres respektive observasjonsperioder, men usikkerheten er stor på grunn av at målepunktene har blitt flyttet, og det har vært endringer i landskapet rundt stasjonene, o.l. Det finnes snødybdemålinger over profiler i terrenget (f.eks. Winther et al. 1998, 2003, Palli et al. 2002, Pohjola et al. 2002, Taurisano, 2007, Eckerstorfer et al. 2011, Van Pelt et al. 2014), men disse er typisk målt bare én gang mot slutten av vintersesongen. Alt i alt gir disse observasjonsdata bare et spredt og fragmentert innsyn i Svalbards snødybde i tid og rom. Kunnskap kan bare oppnås fra modeller.

For å analysere snøklimateviklingen på Svalbard over flere tiår, viser vi her resultatene fra modellen «SnowModel» (Liston og Elder 2006), som er blitt brukt for perioden 1961-2012 (Van Pelt et al. 2016). SnowModel simulerer snøpakken over tid og i rom, og inkluderer overflateprosesser som akkumulasjon, smelting og latent varmetransport, og prosesser inn i snøpakken som gjenfrysing av smeltevann, avrenning, og fortetting. Slike modeller trenger meteorologiske data som kilde, hovedsakelig temperatur og nedbør. Detaljer fra modelleringene i SnowModel finnes i tidligere rapporter, som Quillfeldt og Øseth (2016) og Van Pelt et al. (2016). Her gjengis resultatene for Sentral-Spitsbergen.

10.3.1 Nedbør

I likhet med temperaturfordeling er den romlige fordelingen av årlig nedbør for perioden 1961-2012 kontrollert av topografien, slik at det er mer nedbør i det høytliggende terrenget. Over hele øygruppen er det en markant sørvest-nordøst nedbørsgradient, med mer nedbør mot

sør, men i Sentral-Spitsbergen er det mest terreng høyden som utgjør den romlige fordelingen (Figur 123). Trenden er i midlertid noe annerledes. Det finnes en positiv nedbørstrend i den nordlige delen av Sentral-Spitsbergen, og i de store dalene på Nordenskiöld Land, men negativ ellers. Likevel er den årlige variabiliteten stor, og trendene er ikke statistisk signifikant.

10.3.2 Snø

Størsteparten av nedbøren på Svalbard faller som snø, slik at romlig fordeling og trenden i snø (Figur 124) er veldig lik den for nedbør (Figur 123). Derimot er den negative trenden i snømengden midlet i månedene mars-mai (Figur 125), et tall som representerer vintermaksimum, statistisk signifikant i alle høydeintervaller opp til 600 m.

Klimaforandringer påvirker snømengden og fører dermed til variasjoner i starten (Figur 126), slutten (Figur 127) og varighet av den snøfrie sesongen (Figur 128). Økt vintersnø vil forsinke slutten av den snøfrie sesongen, mens varmere vårtemperaturer fører til raskere avsmelting og vil fremskynde siste dag med snø. Jo høyere terrenget ligger (eller jo mer akkumulasjon), desto senere om våren forsvinner snøen. Videre forsvinner vintersnøen aldri helt i de høyesteliggende områdene, dvs. på akkumulasjonsområdene for isbreene. Romlig fordeling av trenden i slutten av snøsesong er kompleks, men ikke statistisk signifikant. Til tross for den sterke observerte temperaturøkningen i perioden 1961-2012, er den gjennomsnittlige dato for slutten av snøsesongen (snøfridatoen) for området omtrent uendret (Figur 127), dog er startdatoen for snøsesongen er forsinket med 1-2 dager over området. I snitt har snøstarten blitt forsinket en dag over simuleringsperioden (Figur 126), likeså varigheten av sesongen uten snø (Figur 128).

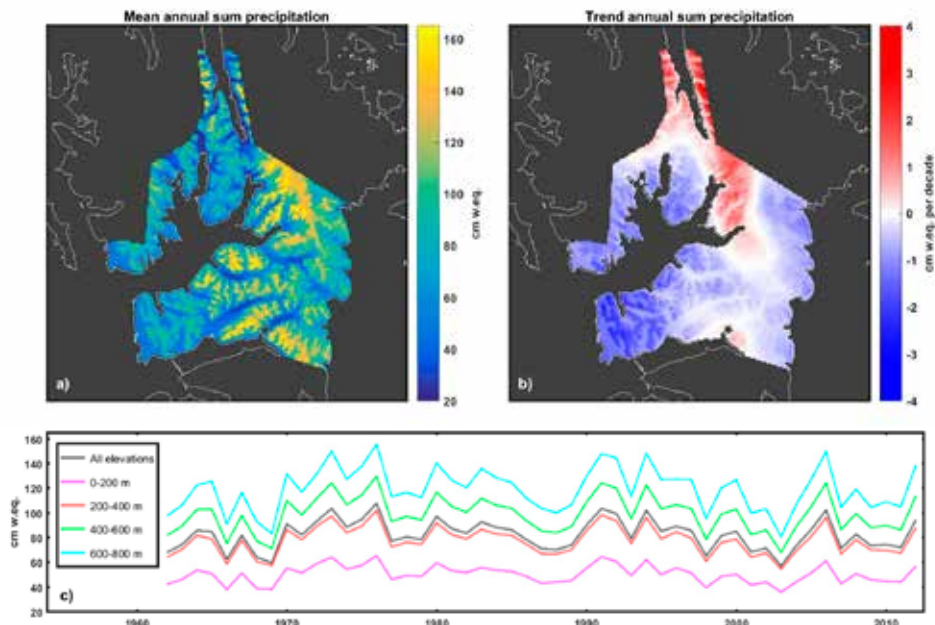
10.3.3 Regn

Regnmengdene er størst i de varmere og lavereliggende kystområdene, spesielt mot vestkysten (Figur 129). Trenden for regn er påvirket av høyde. Stigende temperaturer gjør at mer nedbør faller som regn i de høytliggende områdene, selv om regntrenden ellers er negativ ved kysten, noe som er et resultat av den generelle nedgangen i sommernedbør.

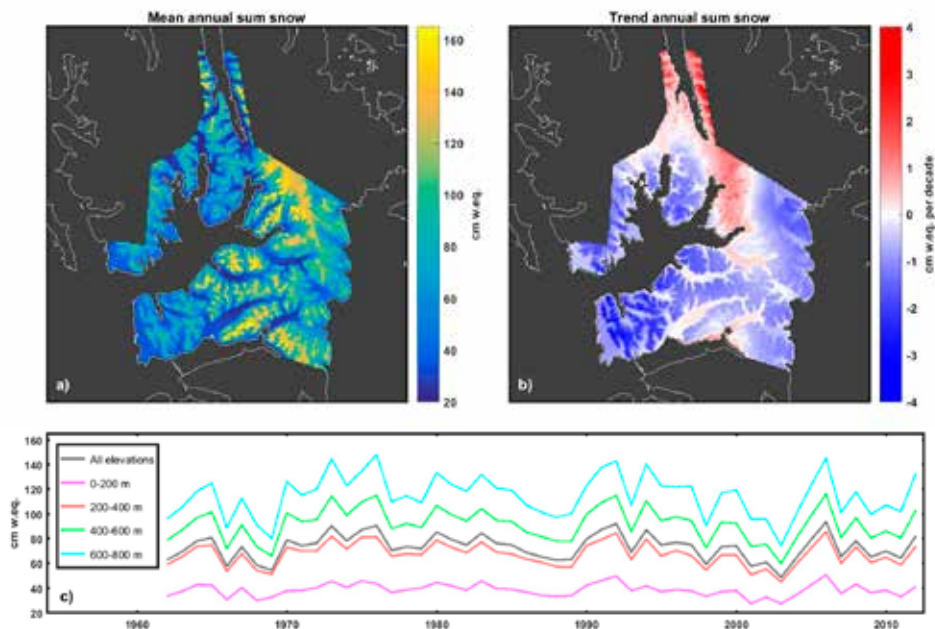
Regn-på-snø (rain-on-snow eller «ROS» i faglitteraturen) er regnet som faller om vinteren, som kan forårsake dannelse av et islag på bakken når vann trenger gjennom snølaget og treffer den kalde underliggende bakken. Slike forhold har en betydelig innvirkning på planteetere på Svalbard (Stien et al. 2012, Hansen et al. 2013). Romlig fordeling (Figur 130) av ROS (summen av regn som faller i perioden november til mars) viser at ROS er mest utbredt i de lavtliggende kystområdene mot vest og i de store dalene på Nordenskiöld Land. Tidsserien viser sterk mellomårlig variasjon, med store hendelser i 1994, 1996, 2000 og 2010. Disse årene er også kjent for dannelse av islag på bakken over deler av Svalbard, med resulterende påvirkning på økosystemet (Hansen et al. 2013). Det virker som det er en svak positiv trend i ROS-mengden gjennom tid, men det er for få ROS-hendelser til å danne et ordentlig statistisk grunnlag. Det gjør det vanskeligere å spå mulige endringer i ROS eller dannelse av basal is på bakken i fremtiden. Varmere fremtidige vintertemperaturer bør føre til økt sannsynlighet for varmebølger og dermed større sjanser for regn gjennom vintersesongen (Hansen et al. 2015). Det er ikke nødvendigvis gitt på forhånd at dette fører til en økt tendens for islag i terrenget selv om Putkonen og Roe (2003) predikerte 40 % økning av romlig bakke-isutbredelse fram til 2080. Slike basalislager dannes bare når det finnes snø, men ikke så mye snø at islagene dannes høyere oppe i snøpakken.

10.3.4 Framtid

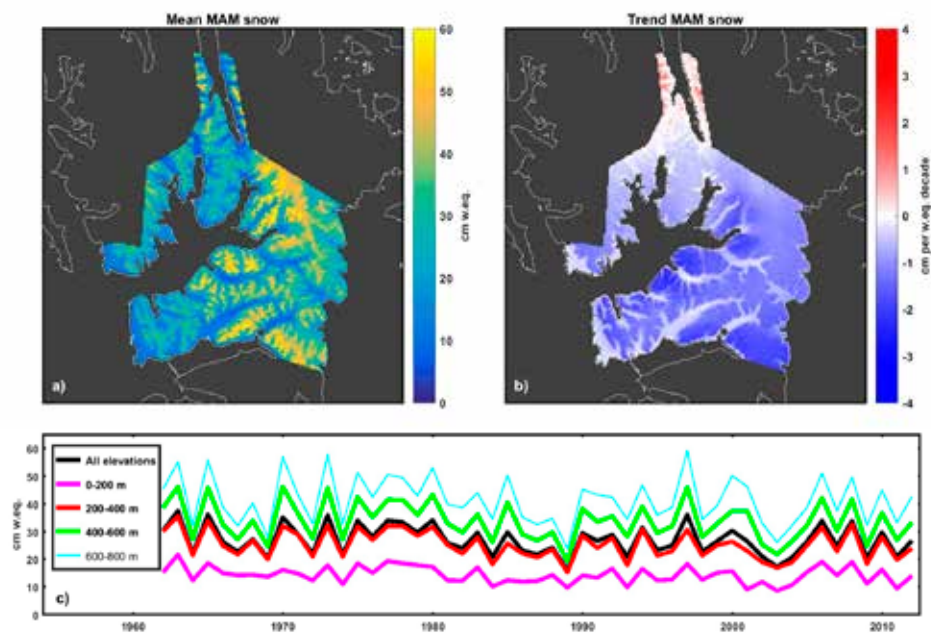
Framtidige prognoser som sammenligner periodene 1981-1990 og 2071-2100 tilsier at nedbør vil øke, alt fra noen få prosent i sørvest Svalbard til mer enn 40 % i nordøst (Førland et al. 2012). Dette er i tråd med IPCCs estimat for den arktiske regionen, som antyder økt nedbør mellom 30 og 40 % (IPCC 2007). Figurene under er utarbeidet av Norsk Polarinstitutt (NP).



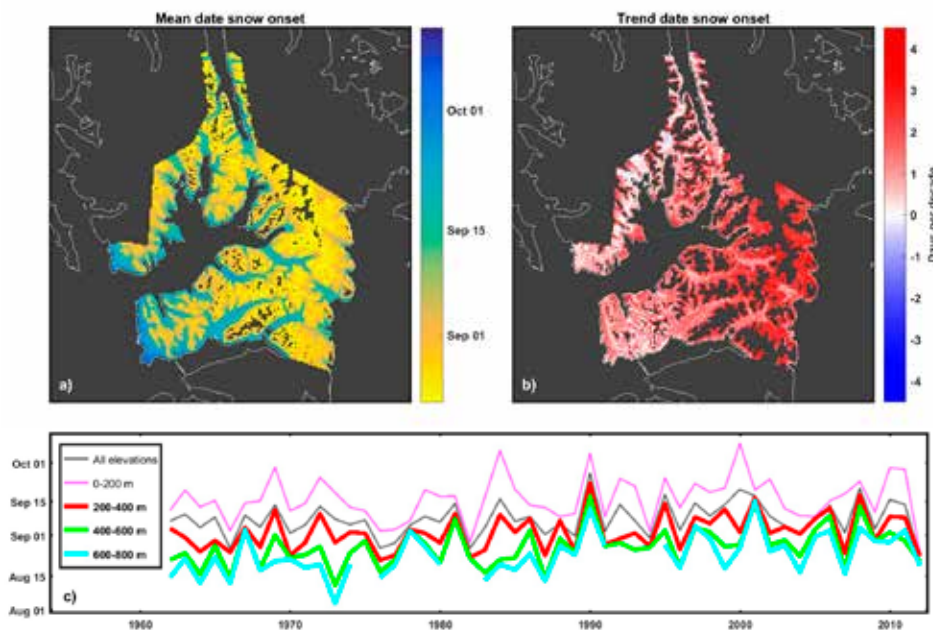
Figur 123: a) Romlig fordeling av årlig summert nedbør, midlet over perioden 1961-2012, i centimeter vann ekvivalent (cm v.ekv.) b) Romlig fordeling av trenden i årlig summert nedbør, i cm v.ekv. per tiår. c) Årlig summert nedbør i forskjellige høydeintervaller. Ingen av trendene er statistisk signifikante ($p > 0.1$). Kilde: NP.



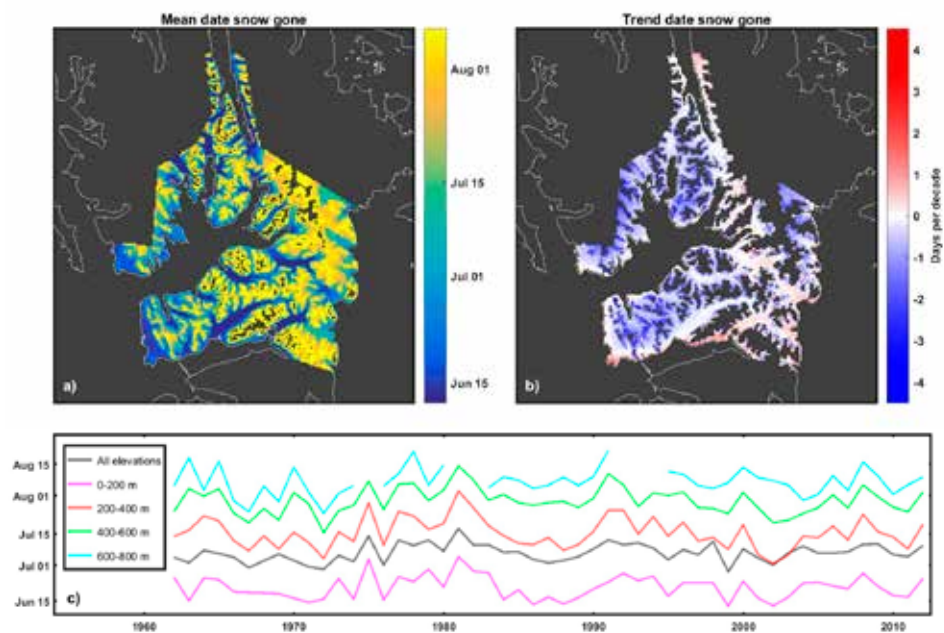
Figur 124: a) Romlig fordeling av årlig summert snø, midlet over perioden 1961-2012, i cm v.ekv. b) Romlig fordeling av trenden i årlig summert snø, i cm v.ekv. per tiår. c) Årlig summert snø i forskjellige høydeintervaller. Ingen av trendene er statistisk signifikante ($p > 0.1$). Kilde: NP.



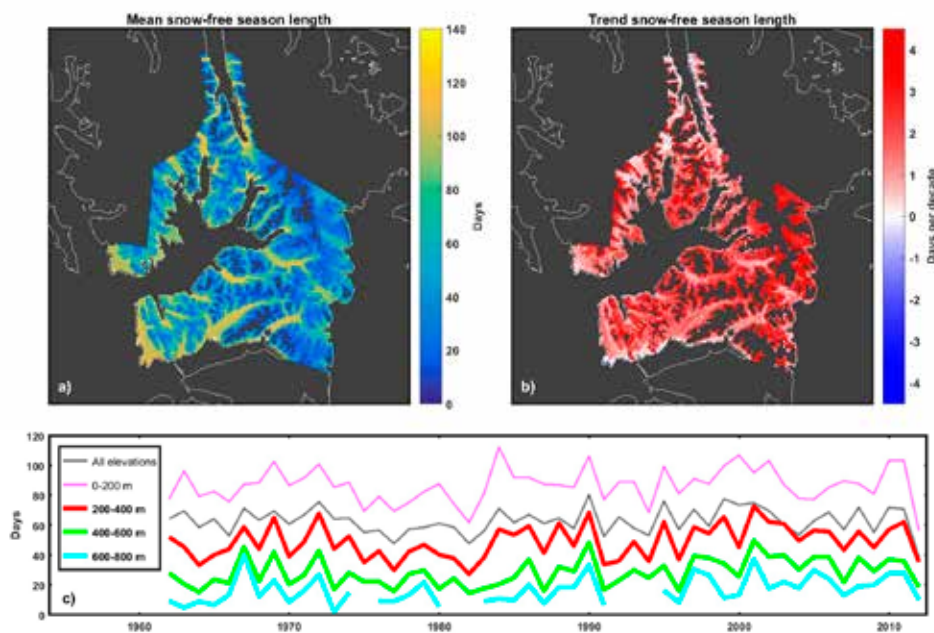
Figur 125: a) Romlig fordeling av gjennomsnittlig mars-mai snømengden, midlet over perioden 1961-2012, i cm v.ekv. b) Romlig fordeling av trenden i mars-mai-snømengden, i cm v.ekv. per tiår. c) Mars-mai-snømengden i forskjellige høydeintervaller. Tjukk linje og fett skrift indikerer at trenden er statistisk signifikant ($p < 0.1$). Kilde: NP.



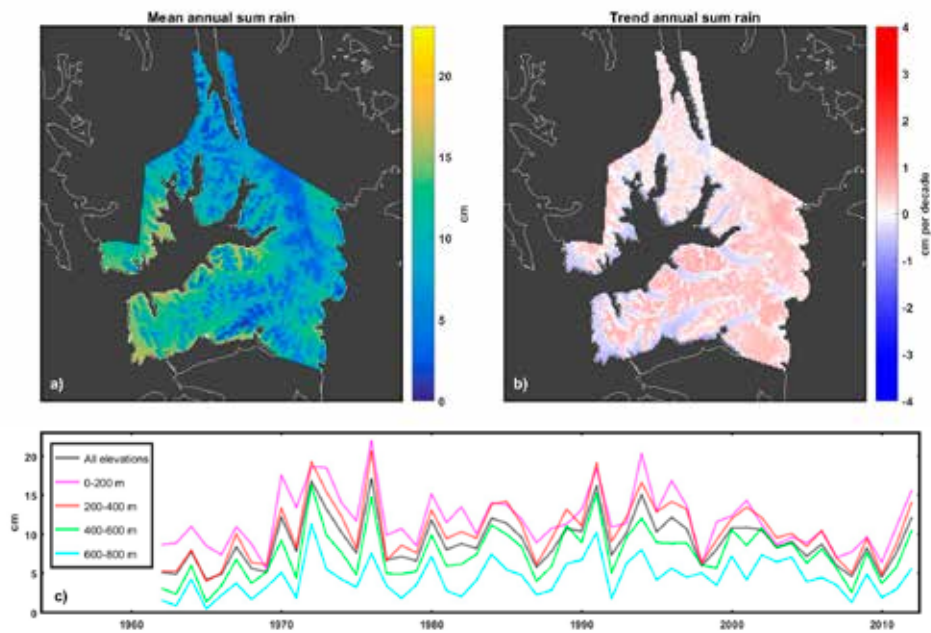
Figur 126: a) Romlig fordeling av snøsesongens startdato, midlet over perioden 1961-2012. b) Romlig fordeling av startdato, i dager per tiår. c) Startdatoen i forskjellige høydeintervaller. Tjukk linje og fett skrift indikerer at trenden er statistisk signifikant ($p < 0.1$). Kilde: NP.



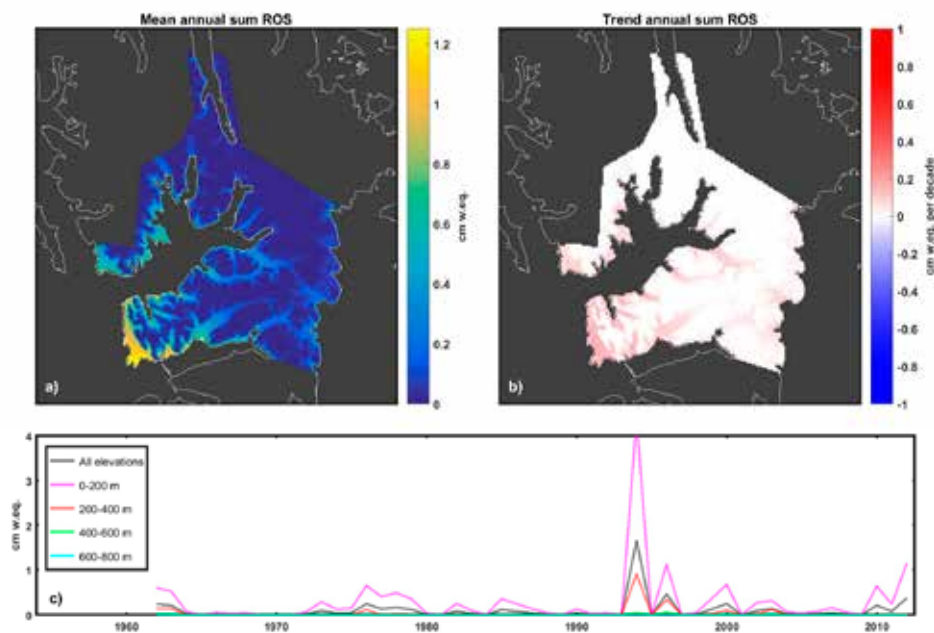
Figur 127: a) Romlig fordeling av snøsesongens sluttdato, midlet over perioden 1961-2012. b) Romlig fordeling av sluttdato, i dager per tiår. c) Sluttdato i forskjellige høydeintervaller. Ingen av trendene er statistisk signifikante ($p > 0.1$). Kilde: NP.



Figur 128: a) Romlig fordeling av antall snøfridager, midlet over perioden 1961-2012. b) Romlig fordeling av antall snøfridager, i dager per tiår. c) Antall snøfridager i forskjellige høydeintervaller. Tjukk linje og fett skrift indikerer at trenden er statistisk signifikant ($p < 0.1$). Kilde: NP.



Figur 129: a) Romlig fordeling av årlig summert regn, midlet over perioden 1961-2012, i centimeter vann ekvivalent (cm v.ekv.) b) Romlig fordeling av regn, i cm v.ekv. per tiår. c) Regn midlet i forskjellige høydeintervaller. Ingen av trendene er statistisk signifikante ($p > 0.1$). Kilde: NP.



Figur 130: a) Romlig fordeling av årlig summert regn-på-snø, midlet over perioden 1961-2012, i centimeter vann ekvivalent (cm v.ekv.) b) Romlig fordeling av regn-på-snø, i cm v.ekv. per tiår. c) Regn-på-snø midlet i forskjellige høydeintervaller. Ingen av trendene er statistisk signifikante ($p > 0.1$). Kilde: NP.

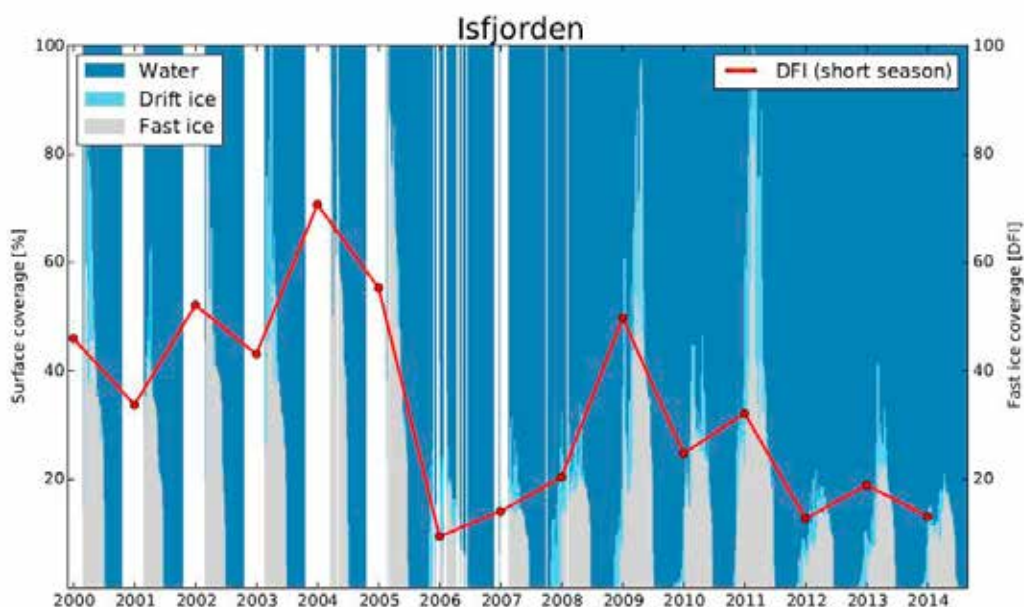
10.4 Havis

Økte temperaturer i hav og luft medfører redusert havisdekke. Det er viktig å overvåke utbredelsen av havis. Havisen er sentral for klimautviklingen i Arktis og globalt. Når det blir mindre havis, fører dette til mer oppvarming i vann og luft nært overflaten, som i neste omgang påvirker klimasystemet ytterligere. Oppvarming vil igjen kunne påvirke dypvannsdannelsen gjennom overflateoppvarming og økt ferskvannstilførsel, og påvirker dermed motoren i havsystemet som danner rammen for det globale klimaet. Men havisen er også viktig fordi den setter viktige rammer for de marine og isavhengige økosystemene i Arktis.

Norsk Polarinstittutt overvåker utbredelsen og tykkelsen av havis ved enkelte kystområder ved Svalbard. Havisen i Arktis er i betydelig endring (Meier et al. 2014). Isen har blitt mindre i utbredelse, tynnere, og i gjennomsnitt yngre i løpet av de siste tiårene. Disse endringene ser man først når man overvåker havisen over et lengre tidsrom. Samtidig varierer havisen mellom sommer og vintersesong, og mellom enkelte år (mellomårlig variasjon).

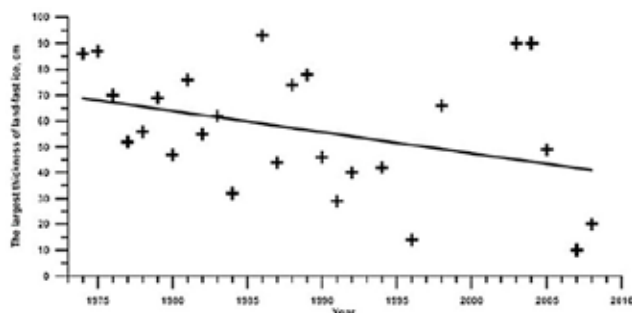
Områder der det forekommer havis innenfor den definerte avgrensingen for denne rapporten er Isfjorden, van Mijenfjorden, Storfjorden og Wijdefjorden. I følgende avsnitt blir disse fjorder omtalt.

Isfjorden, den største fjorden ved vestkysten, er sjelden islagt midtfjords, men inne i fjordarmene (f.eks. Grønfjorden, Adventfjorden, Tempelfjorden, og Billefjorden) legger det seg regelmessig havis. Muckenhuber et al. (2016) har studert Isfjorden ved hjelp av satellittdata, og har gjennom tidsrommet 2000-2014 observert en reduksjon av iskonsentrasjonen. Samme studie viser også en nedgang i antall dager med fastis per sesong fra 2006 og framover.



Figur 131: Andel av fjordoverflaten i Isfjorden fordelt på åpent vann, drivis og fastis fra 2000 til 2014, estimert av en isekspert på grunnlag av satellittdata. De røde datapunktene viser antall døgn med fastis pr. sesong regnet fra 1. mars. Fra Muckenhuber et al. 2016.

For Grønfjorden ble det observert betydelig mellomårlig variasjon i tidsrommet 1974-2008, men også trender i retning av senere islegging og redusert maksimal istykkelse hver sesong, (Zhuravskiy et al. 2012), se Figur 132.



Figur 132: Sesongvis maksimal fastistykkelse for Grønfjorden og lineær trend for tidsrommet 1974-2008. Fra Zhuravskiy et al. 2012.

Her blir fjordisen overvåket av russiske forskere. Russiske forskere har også publisert eldre data om havis i Grønfjorden og Billefjorden (Ivanov et al. 2014), hovedsakelig fra 1950-tallet. Også her ser man en negativ trend i den maksimale istykkelsen for Grønfjorden når man bruker data fra 1950 til 2012, men trenden er ikke like sterk som for tidsrommet 1974-2008.

I deler av Isfjorden er det gjort en betydelig forskningsinnsats fra UNIS og samarbeidspartnere, delvis i form av studentkurs. Flere artikler er publisert, men hovedsakelig om økosystemet og relaterte prosesser i deler av Isfjorden.

Van Mijenfjorden er, som flere andre fjorder på vestkysten av Spitsbergen, påvirket av Atlanterhavsvann som kommer med Vestspitsbergenstrømmen til Svalbard. Spesielle geografiske forhold gir ulike forutsetninger for havisdanning om vinteren og våren fra fjord til fjord. Det som er spesielt med Van Mijenfjorden er at den er noe mere atskilt fra det åpne havet enn andre fjorder pga. Akseløya, som sperrer nesten hele fjorden i vest. Dette fører til tidvis sterk strøm (se f.eks. Widell et al. 2006) og noe varierte isforhold i deler av fjorden (Gerland og Hall 2006). Det foregår ikke noen kontinuerlig overvåking av havistykkelsen i van Mijenfjorden, men enkelte studier viser istykkelser som er i samme størrelsesorden som på Kongsfjorden, eller noe tykkere (Gerland og Hall 2006, Gerland et al. 2008).

Den nordvestlige delen av Storfjorden skiller seg fra fjordene på vestkysten ved at den ikke i samme grad er påvirket av Atlanterhavsvann. Derfor kan fastisen bli tykkere enn f. eks. i Kongsfjorden eller van Mijenfjorden (Gerland et al. 2008). En annen forskjell er at det ble observert betydelig større mengder snø på fastisen enn lenger vest. Storfjorden er større enn de fleste andre fjorder omtalt her, og det forekommer regelmessig polynyaer, altså større områder med åpent vann innenfor eller ved siden av isdekte områder. Størrelsen på Storfjorden medfører at havisen her er mer utsatt for dynamiske prosesser, som igjen kan øke istykkelsen og isproduksjonen i løpet av en sesong. Istykkelsesobservasjoner fra Storfjorden fra flere år (2003, 2006, 2007) er publisert i Hendricks et al. (2011). Norsk Polarinstitutt gjør regelmessige istykkelsesmålinger på fastisen ved Inglefieldbukta i Storfjorden siden midten av 2000-tallet. Fastisområder med en nokså flat overflate når noen kilometer ut fra kysten og østover, innenfor den mer dynamisk pregete delen av isen i Storfjorden. Tidligere er det også publisert satellittbaserte data om isutbredelsen i Storfjorden (Haarpaintner et al. 2001) der det

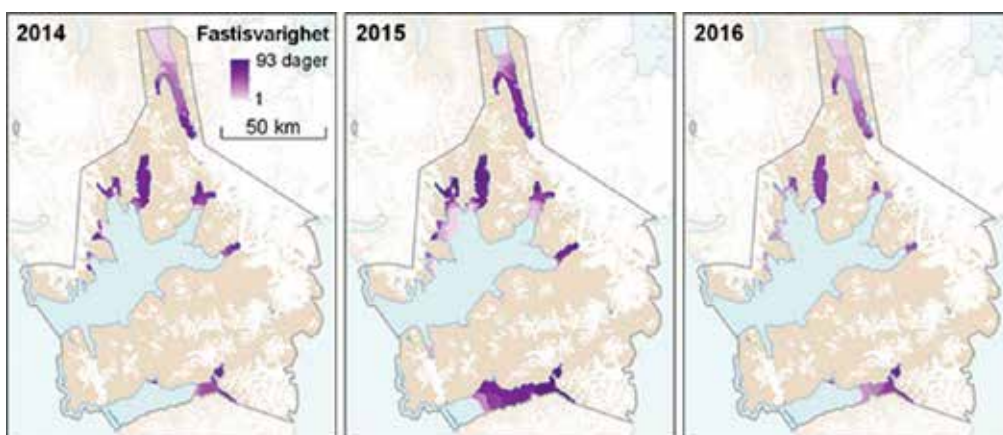
påvises at isscenariene kan være nokså forskjellige mellom ulike år. Fjernmålingsdata fra Storfjorden har også blitt brukt til å beregne havisproduksjonen i fjorden (Jardon et al. 2014).

For Wijdefjorden finnes det lite eller ingenting publisert av eksplisitte havisdata. Det kan likevel forventes at også fjordisen i Wijdefjorden er påvirket av atlantehavsvann.

Istykkelsene kan estimeres til ikke å være vesentlig større enn i Rijpfjorden lengre øst på Nordaustlandet, der det enkelte år er observert istykkelser på litt mer enn 1 meter (Gerland et al. 2008) og litt under 1 meter (Wang et al. 2013). Siden Wijdefjorden er relativt smal, kan der forventes at isforholdene i den innerste, mest beskyttede delen (som ligger i det definerte området Sentral-Spitsbergen) er noe annerledes enn lenger nord.

De lokale klimaforholdene i fjordene varierer veldig mye mellom år og sesonger. Tidsserien fra Grønfjorden gir grunnlag for å anta at det skjer betydelige endringer i isforholdene i flere av de omtalte fjordene.

For de siste tre årene (2014-2016) er kart som viser fastisens varighet laget på grunnlag av iskart fra Meteorologisk Institutt, se Figur 133. Kartene viser utbredelsen og varigheten til fastisdekket i fjordene innenfor tidsrommet 1.4. - 31.8. for hvert av de tre årene. I motsetning til kartene med havisdata som viser habitat for ringsel og storkobbe (Figur 50 og Figur 51), er ikke kartene Figur 133 låst i forhold til is ved startdato 1.april. Kartene viser at det var relativt lite stabil fastis i de aktuelle områdene i alle de tre årene, men noe mer stabil fastis i de indre delene av fjordarmene i 2015 enn 2014 og 2016.



Figur 133: Fastisens varighet for Sentral-Spitsbergen for tidsrommet mellom 1. april og 31. august i 2014, 2015 og 2016 (fra venstre til høyre). Kartene er laget av Norsk Polarinstitutt, basert på iskart fra met.no.

En prosess som er viktig for utviklingen av fjordis i en sesong er knyttet til snødekket på isen. På flere andre fjorder ved Svalbard er det blitt observert at snøen har bidratt til isvekst, enten ved såkalt snø-is-dannelse, eller ved påfrosset is (Gerland et al. 1999, Nicolaus et al. 2003, Gerland et al. 2004, Wang et al. 2013; 2015). Slike prosesser påvirker både isens masse- og energibalanse og habitatforholdene. En kan regne med at disse prosessene også er viktige for de fjordene som omtales her.

Havis og kystis er viktige habitater for enkelte av artene som oppholder seg ved fjordene i Sentral-Spitsbergen, inkludert nasjonalparkene. Endringer i isens utbredelse og egenskaper kan på lengre sikt få betydelige konsekvenser for disse artene på flere måter. Dette gjelder blant annet for arter som ringsel, ærfugl og isbjørn. Ringselen bruker i stor grad fjordisen som kasteområde. Fastisområdene, spesielt nær brefrontene, har vist seg å være spesielt viktige for

isbjørnhunner med årsunger. Dette henger blant annet sammen med at disse isområdene gir lett tilgang til føde (ringselunger) slik at energiforbruket begrenses for individene i en kritisk livsfase. Med ytterligere oppvarming av luft og hav må det forventes at isforholdene fortsetter å endre seg i en retning som er ugunstig for de artene og økosystemene som er knyttet til denne isen.

10.5 Havmiljø

Vestspitsbergenstrømmen er en viktig transportåre for vannmasser og varme fra lavere bredder til Arktis, og er spesielt viktig for havmiljøet rundt Svalbard, inkludert marinbiologi.

Fjorder fungerer som bindeledd mellom det åpne havet og landmassene, gjennom utveksling via sokkelområdene og inn i fjordene, og modifisering av vannmassene i form av lokale blandingsprosesser. Arktiske fjorder, spesielt på Vest-Spitsbergen, har svært store sesongmessige variasjoner på grunn av frysing og smelting av fjordis, og tilførsel av smeltevann fra isbreer. Disse fjordene, som balanserer tilførsler fra Atlanterhavet, arktiske vannmasser, salt fra isfrysing og smeltevann fra breene, er derfor potensielt sensitive indikatorer for miljøforandring (Cottier et al., 2007, 2010; Nilsen et al., 2008, 2016). Hydrografiske målinger (fordeling av saltinnhold og temperatur) er derfor svært viktig for å beskrive klimastatus i det sentrale Spitsbergen.

Flere nylige studier (Cottier et al., 2010; Pavlov et al., 2013; Nilsen et al., 2016; Muckenhuber et al., 2016) har vist at fjordsystemene langs Vest-Spitsbergen har gått fra å ha hovedsakelig arktisk karakter til mer atlantisk påvirkning etter vinteren 2006 (Cottier et al., 2007).

Vinteren 2005-2006 var preget av en langvarig periode med vind langs kysten, som bidro til at uvanlig store mengder varmt atlantisk vann fra Vestspitsbergenstrømmen kom inn i Kongsfjorden og fortrenget mye av det kaldere og ferskere vannet der. Temperaturen ble da som i typiske høstmånader, og den vanlige syklusen med isfrysing om vinteren ble forstyrret (Cottier et al. 2007). Selv om begrenset isfrysing har funnet sted noen vintre siden 2006 blir denne hendelsen med spesielt stor innstrømning av atlantisk vann beskrevet som et vendepunkt for miljøforholdene og det biologiske systemet i fjorden.

Hydrografidata for Svalbardområdet, spesielt for Sentral-Spitsbergen, er samlet i UNIS Hydrographic Database (UNIS HD), som er en samling av data fra UNIS-tokt, data fra Norsk Polarinstittutt, Norsk Marint Data Center (NMDC, ved imr.no), the International Council for the Exploration of the Sea database (ICES, ices.dk) og fra andre kilder.

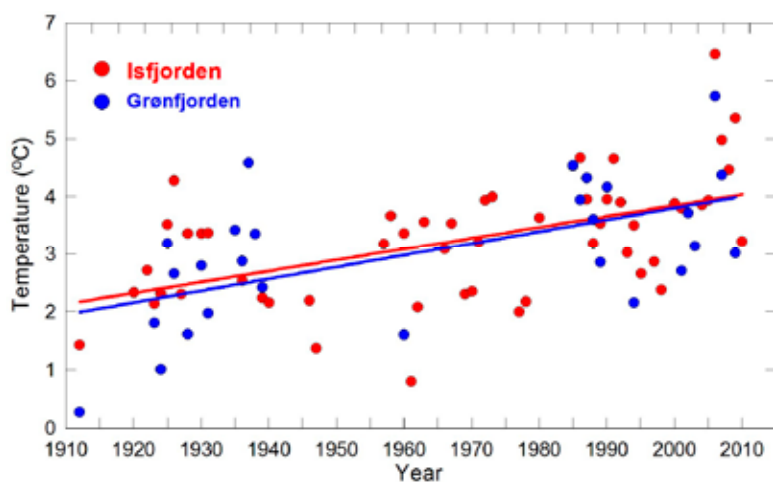
I området som er definert for denne rapporten foreligger det flerårige data fra Isfjorden, Grønfjorden og Storfjorden. I de følgende avsnittene blir hydrografien i disse fjordene diskutert nærmere.

10.5.1 Isfjorden og Grønfjorden

Isfjorden er den største fjorden på Sentral-Spitsbergen. Fjordmunningen er koblet til sokkelen utenfor gjennom en relativt dyp renne, opptil 450 m dyp. Siden det da ikke er noen fysisk avgrensning mellom ytre del av fjorden og eggakanten utenfor, kan atlantisk vann fritt strømme inn gjennom fjordmunningen. Grønfjorden er en mindre sidearm i ytre del av Isfjorden. Bunntopografien her er ganske ukomplisert, med dyp på ca 180 m i ytre del og 140 m lenger inne i fjorden.

Det finnes en del data fra dette fjordsystemet (Isfjorden) opp gjennom årene. En studie gjorde systematiske hydrografimålinger gjennom en periode på seks år, fra Vestspitsbergenstrømmen og gjennom fjorden (Nilsen et al. 2008). Dette arbeidet har gitt ny forståelse av utvekslingen over sokkelen og videre inn i fjorden. Hydrografimålinger fra perioden 1999 til 2005 fra Isfjorden og sokkelen utenfor har blitt analysert for å identifisere mekanismene som styrer variabilitet i mengden atlantisk vann som finner veien inn i fjordsystemet. Ved å betrakte fjorden som en kystpolynya – et område der is som fryses kan bli transportert ut av fjorden av lokal vind – kan en numerisk modell brukes til å beregne mengden salt som skiller ut gjennom isfrysing hver vinter. Gjennom slik analyse ble det funnet at tetthetsforskjellen – som i hovedsak styres av saltinnhold – er den viktigste enkeltfaktoren som styrer utveksling mellom fjorden og sokkelen utenfor. Dette arbeidet forklarer også de dynamiske mekanismene som styrer forholdet mellom ulike vannmasser ved fjordmunningen, og hvordan dette varierer mellom ulike år.

Den lengste tidsserien av oseanografiske observasjoner i Isfjorden og Grønfjorden er presentert i Pavlov et al. (2013). Basert på tilgjengelige data fra perioden 1912-2009 er de langsiktige trendene for maksimumstemperatur i det atlantiske vannet i Grønfjorden og Isfjorden om høsten (august-oktober) beregnet (Figur 134). Trendene både for Isfjorden og Grønfjorden er statistisk signifikant og nesten identiske: ca. $0.19^{\circ}\text{C}/\text{tiår}$ for Isfjorden og ca. $0.21^{\circ}\text{C}/\text{tiår}$ for Grønfjorden. For perioden 1912-2009 som helhet er det registrert temperaturøkning på henholdsvis 1.9°C og 2.1°C for de to fjordene. Temperaturøkningen som ble observert i fjordene på Vest-Spitsbergen i 2006 og videre ($>1^{\circ}\text{C}$) er betydelig sterkere enn trendene i dataserien fra 1900-tallet.



Figur 134: Tidsserie av maksimumstemperatur i atlantisk vann i Isfjorden og Grønfjorden, med lineære trendlinjer, for perioden 1912-2009. Kilde: Pavlov et al. 2013.

10.5.2 Storfjorden

Storfjorden er en stor bukt i sørøstlige del av Svalbard, med åpning mot det nordvestlige Barentshavet. Fjorden får tilført kaldt og relativt fersk arktisk vann fra øst, og tidvis varmt og salt atlantisk vann fra sørvest. Disse vannmassene modifiseres gjennom blanding med hverandre og gjennom utveksling av varme og ferskvann med atmosfæren. Ferskvann fra smeltende havis, isbreer og elver er også viktige for vannmassekarakteristikken her, og det er stor sesongmessig variasjon. Om vinteren har hele vannsøylen tidligere vært kjølt ned til frysepunktet, men måleprofiler fra senere år har vist at varmere vann forekommer under

overflaten. Om vinteren øker saltinnholdet i det kalde arktiske vannet, som resultat av isfrysing. Også i Storfjorden kan vind langs land drive effektiv isfrysing (polynya), og over de grunne kystområdene kan det arktiske vannet transformeres til en tung, salt vannmasse som fyller de dypere delen av fjorden og strømmer over terskelen, ut av fjorden og videre mot eggkanten i vest som en tung bunnstrøm (Skogseth et al., 2004). Omfattende beskrivelse og analyse av hydrografien i Storfjorden finnes i flere artikler, for eksempel Fer et al. (2003) og Skogseth et al. (2005, 2007 og 2008).

Vanntemperaturen har betydning for tidspunktet for, omfanget av og sammensetningen i våroppblomstringen av alger langs kysten av Vest-Spitsbergen. I de særlige varme årene rundt 2006 ble algeoppblomstringen redusert, og store diatomeer ble byttet ut med mindre flagellater. Store arktiske dyreplanktonarter, assosiert med arktiske vannmasser, ble fortrent av mindre boreale arter i de varmere vannmassene. Dette fikk konsekvenser for alkekongen, som livnærer seg på de store arktiske hoppekrepsene. Samtidig skiftet nøkkelarter av fisk fra polartorsk til lodde, en endring som blant annet ble registrert i dietten hos krykkje uten at dette fikk dramatiske konsekvenser for krykkje eller ungene deres.

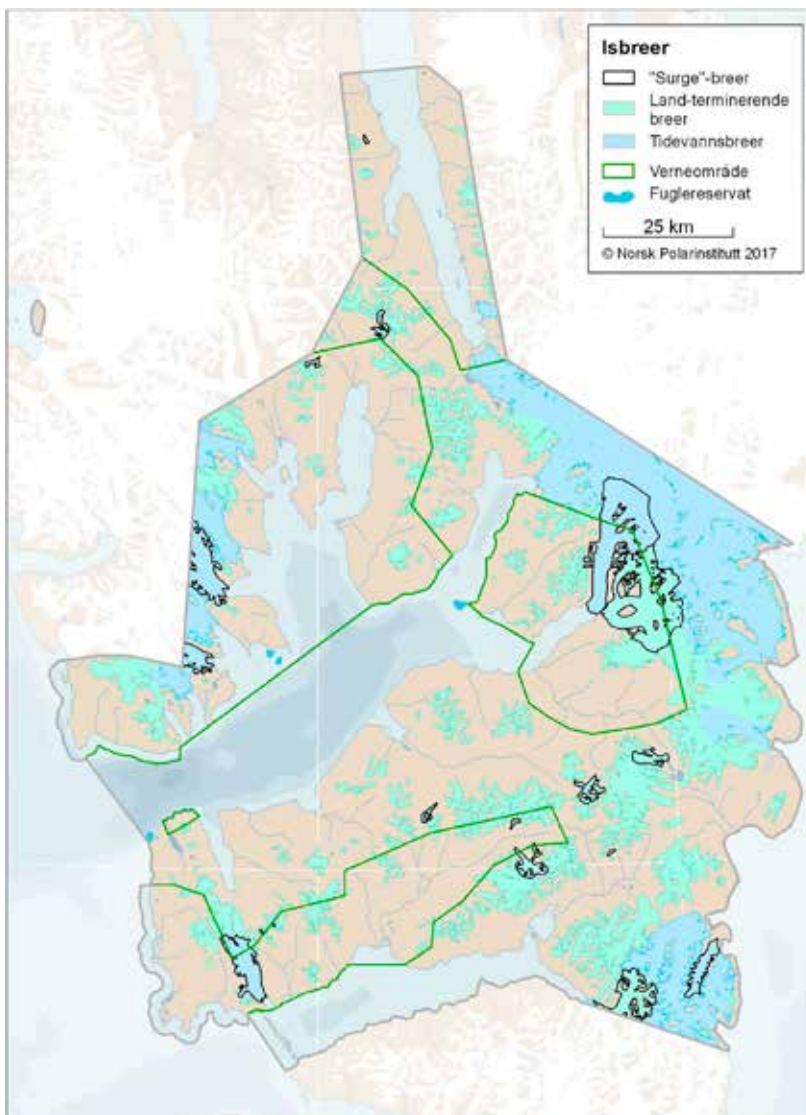
Ytterligere endringer i havtemperatur og -innstrømming er ikke usannsynlig, og det må antas at slike endringer vil føre til betydelige strukturelle forandringer i næringsnettet, og dessuten endringer i energistrømmen fra plankton til sjøfugl. Se kapittel 7 om marine verdier for mer oppsummerende kunnskap rundt disse forholdene.

10.6 Isbreer på Svalbard

Av Svalbards totale areal er ca. 60 % dekket av isbreer (König et al. 2014). Svalbards breer varierer fra små dalbreer til store iskapper og fonner, hvor type bre er avhengig av nedbør og fjelltopografien. På hele øygruppen er det ca. 1100 «store» isbreer, det vil si isbreer med et areal større enn 1 km². De fleste isbreene på Svalbard ender på land, mens noen ender i havet eller i en fjord, såkalte tidevannsbreer. Bare 15 % av Svalbards breer er tidevannsbreer, men mer enn 60% av totale breareal er koblet til slike brefronter. Dette betyr at en signifikant del av bresmeltevann og nedbør på Svalbard blir tilført havet ved tidevannsbrefronter.

I Sentral-Spitsbergen er det 318 breer større enn 1 km², med et totalareal på 3 700 km², eller 32 % av det totale landarealet i rapportområdet (Figur 135). Området er det minst bredekkede på Svalbard, på grunn av den lavere nedbørsmengden i innlandet, sammenlignet med kyststrøkene. Mindre nedbør kombinert med lavere terreng i Sentral-Spitsbergen gjør at de fleste breene i Nordenskiöld Land, Bünslow Land og Dickson Land stort sett består av mindre dalbreer.

I utredningsområdet (Sentral-Spitsbergen med omkringliggende områder) er det 28 tidevannsbreer: ni som ender i Isfjorden, to i Van Mijenfjorden, 15 i Storfjorden, og to i Wijdefjorden. Selv om disse tidevannsbreene er få, utgjør deres areal nesten halvparten av det totale brearealet i utredningsområdet. Videre, de fleste av tidevannsbreene strekker seg ut av området, slik at en stor del av sommervannføring i Isfjorden kommer fra bresmeltevannet. I Isfjorden finner man tidevannsbreer i nordvest, forsynt av is som kommer fra Oscar II land, og i indre fjord, der isen kommer fra den høytliggende breen Lomonosovfonna.



Figur 135: Ulike typer isbreer og deres utbredelse på Sentral-Spitsbergen. Kilde: Norsk Polarinstitutt.

10.6.1 Bremassebalanse

Brens massebalanse beskriver hvor mye snø og is som er tapt eller akkumulert på en isbre over en viss tidsperiode og er en nyttig klimaindikator. Massebalanse kan estimeres på tre måter.

10.6.1.1 Feltnmålinger

Massebalanse måles i felt, på enkelte breer, ved å samle data om våren og om høsten. Disse brukes til å beregne vinterbalansen (akkumulasjon) og sommerbalansen (smelting), som legges sammen for å gi nettobalansen, den årlige helsetilstanden for breen mellom to påfølgende høstmålinger.

Massebalanse er målt i felt kun på et fåtall breer på Svalbard, og disse ligger nesten utelukkende langs vestkysten av Spitsbergen, enkelte innenfor eller i tilknytning til utredningsområdet. Norsk Polarinstitutt måler for tiden massebalanse på fire breer i

Kongsfjord-området: de to små breene Austre Brøggerbreen, siden 1967, og Midtre Lovénbreen, siden 1968; og de større breene Kongsvegen, siden 1987 og Kronebreen/Holtedahlfonna siden 2003. I tillegg måler Polarinstittuttet og Universitetet i Oslo massebalanse på Etonbreen, en utløperbre fra Austfonna, siden 2004. Det polske vitenskapsakademiet måler massebalanse på Hansbreen, i Hornsund, med kontinuerlige målinger siden 1998. Nicolaus Copernicus Universitet måler massebalanse på tre småbreer ved Kaffiøyra, ved Forlandsundet, og med målinger på Waldemarbreen siden 1996. Det har vært andre massebalansemålinger rundt Svalbard primært av russiske forskere, men disse er lagt ned, eller ikke gjennomført årlig.

Alle tidsseriene viser at sommerbalansen varierer mer enn vinterbalanse, så det er sommertemperaturen som har den sterkeste påvirkningen på massebalanse på Svalbard (Van Pelt et al. 2012). Den vedvarende økningen i sommertemperaturer de siste tiårene har resultert i en negativ massebalanse for alle breer med massebalansemålinger. De små breene i Kongsfjorden har hatt nesten utelukkende negative massebalanser, siden deres akkumulasjonsområder ligger lavt i terrenget, og den økte smeltingen ikke kan kompenseres tilstrekkelig med snø. Massebalansen på de store breene i Kongsfjorden har vært positiv flere år, siden de har høytliggende akkumulasjonsområder, men de er negative i snitt. Etonbreen er også negativt i snitt, dog er tidsserien relativt kort.

10.6.1.2 Høydeforandringer

Massebalanse kan måles over lengere perioder ved å sammenligne høydedata fra to eller flere tidspunkt for å oppdage volumendringer over lengre tidsintervaller, den såkalte geodetiske massebalansen. Geodetisk massebalanse dekker store områder, men kan ikke gjøres over korte tidsintervaller, med mindre at beforandringene er veldig store.

Slike estimater viser at hele Svalbard har negativ massebalanse. Det kan ses enten i studier som tar differensen av karthøydedata (Nuth et al. 2010) over lengere perioder, eller de som bruker bare satellittdata (Moholdt et al. 2010) fra de siste to tiårene. Videre indikerer studier på breer med høydedata fra mange år at massetapet akselerer over tid (James et al, 2012; Kohler et al., 2007; Nuth et al., 2010).

10.6.1.3 Massebalansemodeller

Modeller av bremasse bruker klimainputdata for å beregne overflateenergibalansen. Smeltevann og snø fra overflaten er da sporet i en snølagsmodell for å simulere de fysiske prosessene som pågår under overflaten. Massebalanse- og satellittdata er brukt til å kalibrere og validere modellene.

Også modellene viser at massebalansen er negativ for øygruppen. Lang et al. (2015) brukte en koblet klima- og bremassebalansemodell med en relativ grov skala (10 km). De fant at massebalansen var svakt negativ i hele studieperioden 1979-2013, 5 centimeter vannekvivalent (cm v.ekv.) per år midlet over hele øygruppen. Möller et al. (2016) brukte en enkel graddagsmodell der inputdata kom fra en relativ grov skala (11 km) regional klimamodell. De fant at massebalansen på Svalbard var svakt negativ i deres modellperiode 2000-2011, -5 cm v.ekv. per år. Det er sammenlignbart med resultatene fra Lane et al (2015) for samme periode, -10 cm v.ekv. per år. Men begge modeller har forholdsvis lav oppløsning. Dette kan gi en positiv bias, da det lavtliggende brearealet der mest smelting pågår er relativt underrepresentert.

Aas et al. (2016) brukte en mer sofistikert koblet klima- og bremassebalansemodell, med relativt høy oppløsning (3 km). Modellen viste at Svalbards massebalanse var negativ i modellperioden 2003-2013; -25 cm v.ekv. per år midlet over hele øygruppa. Østby et al (2017) brukte en lignende modell med høyere oppløsning (1 km) og over en lengere periode, fra 1957-2014. Over hele modellperioden var massebalansen svakt positiv, +8 cm v.ekv. per år., men med en signifikant lineær trend, slik at i 1980 ble det et skifte fra positivt til negativt regime. For den nærmeste perioden 2004–2013 var Svalbards massebalanse estimert til å være -21 cm v.ekv. per år.

Disse resultater er kun for overflatemassebalanse, og tar ikke høyde for dynamisk tap, dvs. brekalving og retrett av tidevannsbreene. Błaszczyk et al. (2009) estimerte at kalving utgjør 13.5 cm v.ekv. per år, slik at total massebalansen var mer negativ.

10.6.2 Frontposisjon

Den negative massebalanse gjør at brefrontene rundt Svalbard for det meste trekker seg tilbake. Et unntak er de mange «surge»-isbreene som finnes på Svalbard. «Surge»-prosessen er en dynamisk ustabilitet hvor en isbre kan trekke seg langsomt tilbake over flere tiår til over hundre år, for så plutselig å rykke fram i stor fart og skli mange kilometer fram over få år. Breens fremrykking og tilbaketrekking under en surge er i seg selv ikke direkte relatert til klimaforandringer, siden ismassen ved en surge hverken minsker eller øker. Videre vil brefrontens retrett fortsette på lang sikt uavhengig av disse kortvarige fremrykningene. Dette kan vi se fra de få breene som har vært observert til å gjennomgå en surge flere enn én gang siden målingene startet, tidlig på 1900-tallet.

På Sentral-Spitsbergen er det 17 breer (Hagen, 1993) som har vært observert til å ha hatt minst en surge, med 10 i Isfjorden, og seks i Van Mijenfjorden. Tunabreen i Isfjorden er en av to breer på Svalbard som er observert til å ha hatt en surge tre ganger.

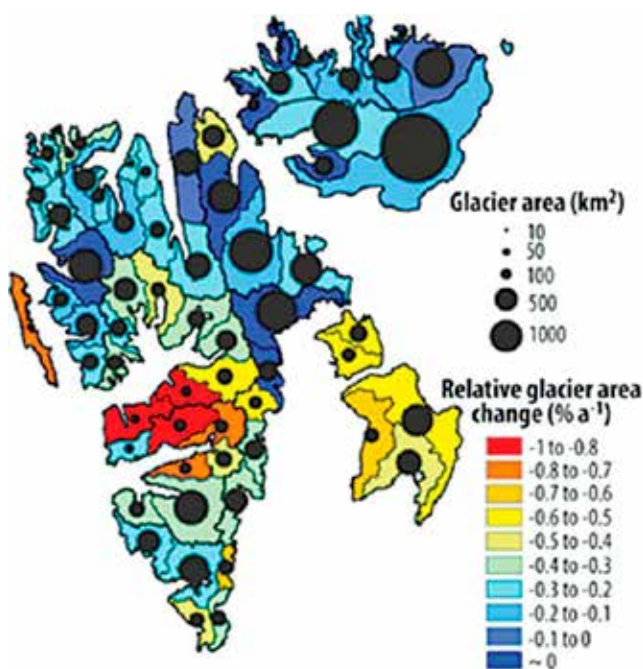
Frontposisjonsendringer for tidevannsbreer generelt kan skje raskere enn for landbaserte isbreer. Tidevannsbrefronter kan ligge stabilt i mange år eller til og med tiår, før de plutselig trekker seg raskt til en ny stabil posisjon. Det varmere havvannet som har strømmet inn i de vestlige fjordene har ført til at en del tidevannsbrefronter har begynt å trekke seg tilbake.

Med ytterligere oppvarming i Arktis kan vi forvente fortsatt retrett av Svalbards breer, og en samtidig nedgang i antall tidevannsbreer rundt Svalbard. Dette gjelder også surge-breene, som vil oppleve kortvarig fremrykking, men som over lengere tid vil miste masse og dermed trekke seg tilbake.

10.6.3 Effekt av breendringer på økosystemet

10.6.3.1 Landterminerende isbreer

Frontposisjonsendringer for isbreer som terminerer på land varierer fra 1-100 meter per år (bortsett fra «surge» isbreer, som kan rykke frem flere meter per døgn), se Figur 136. Over tid kan den totale mengden av nytt land bli vesentlig; Nuth et al (2013) anslår at det relative området endres alt fra 0,1-1% per år. Økningen i landareal påvirker sannsynligvis økosystemet, men på en treg måte, da jordutvikling av de grove subglasiale sedimentene er en relativt langsiktig prosess.



Figur 136: Relative årlige arealforandringer mellom 1990 og 2000-tallene for Svalbard. Nordenskiöld Land har opplevd den største forandringen, men siden breene er forholdsvis små, er ikke areal like vesentlig i km². Kilde: Norsk Polarinstitutt.

10.6.3.2 Tidevannsbreer

Tidevannsbreer under retrett kan påvirke økosystemet på to måter. Felles med landterminerende breer åpnes det nye terreng, dog fjordbunn, da tidevannsbrebunnene vanligvis ligger flere titalls meter under havoverflaten. For det andre kan en tidevannsbre trekke seg så langt tilbake at den blir til en landterminerende bre, noe som vil ha en stor innvirkning på fjordens sirkulasjon. Dette er fordi tidevannsbreer fører til kraftig sirkulasjon, spesielt i trange bukter eller fjorder (Lydersen et al. 2014). Om sommeren strømmer bresmeltevann på og gjennom breen, mot fronten. Smeltevannet slippes vanligvis ut i fjorden under havoverflaten, ofte helt ved bunnen av brefronten. Ferskvannet har lavere tetthet enn fjordvannet og stiger derfor opp i vannsøylen. Disse vannmassene erstattes av sjøvann fra lenger ut i fjorden og prosessen fremmer dermed fjordsirkulasjonen. Denne ferskvannstilførselen påvirker fjordøkosystemer på flere måter. Små organismer og næringsstoffer blir brakt til overflaten. Den lave saltholdigheten i ferskvannet lamslår eller til og med dreper noen dyreplanktonarter. I tillegg blir det en jevn tilførsel av dyreplankton fra lenger ut i fjorden til brefronten. Tidevannsbrefronter blir dermed viktige næringsområder for sjøfugl og sjøpattedyr (Loeng et al. 2005, Kovacs et al. 2009, 2011, 2012; Lydersen et al. 2014). På Svalbard finnes flere fuglearter i stort antall, opp til tusenvis av individer, like ved tidevannsbrefronter. Fuglene finnes i den såkalte «brune sone», m.a.o. det stigende ferske brevannet, som er isfritt på grunn av strømninger og gjørmete på grunn av suspenderte sedimenter. Disse brune sonene er også «beitehotspots» for sjøpattedyr, som ringsel og hvithval, som også konsentreres i områdene rett foran tidevannsbreer.

Med full tilbaketrekning vil brevann strømme ut på overflaten av det tyngre sjøvannet, og fjordsirkulasjonen vil bli betydelig redusert. Mindre næringsstoffer vil bli brakt til overflaten,

noe som direkte vil påvirke fugl, sel og andre dyrebestander. Mindre fjordsirkulasjon vil imidlertid føre til ferskere overflatevann gjennom vinteren, noe som vil fremme isdannelse på fjordene.

11 Referanser

- Ahrens L, Rakovic J, Axelson S & Kallenborn, R., 2016. Source tracking and impact of per- and polyfluoroalkyl substances at Svalbard: FluorosImpact. Longyearbyen: Svalbards miljøvernfond. 17 s.
- Alliston WG. 1981. The distribution of ringed seals in relation to winter ice-breaking activities in Lake Melville, Labrador. Rep. From LGL Ltd., St. John's, NF, for Arctic Pilot Proj., Petro-Canada, Calgary, AB. 13 pp.
- Alsos IG, Ware C & Elven R. 2015. Past Arctic aliens have passed away, current ones may stay. *Biological invasions* 17: 3113-23.
- Andersen, G., K. M. Kovacs, C. Lydersen, J. U. Skaare, I. Gjertz & B. M. Jenssen. 2001. Concentrations and patterns of organochlorine contaminants in white whales (*Delphinapterus leucas*) from Svalbard, Norway. *Sci. Total Environ.* 264: 267-281.
- Andersen, G., S. Føreid, J. U. Skaare, B. M. Jenssen, C. Lydersen & K. M. Kovacs. 2006. Levels of toxaphene congeners in white whales (*Delphinapterus leucas*) from Svalbard, Norway. *Sci. Total Environ.* 357: 128-137.
- Andersen M & Aars J. 2008. Short term behavioural response of polar bears (*Ursus maritimus*) to snowmobile disturbance. *Polar biology* 31: 501-507.
- Andersen M, Derocher AE, Wiig Ø & Aars J. 2012. Polar bear (*Ursus maritimus*) maternity den distribution in Svalbard, Norway. *Polar Biology* 35: 499-508.
- Andersen M, Fuglei E, König M, Lipasti I, Pedersen ÅØ, Polder A, Yoccoz NG & Routti H. 2015. Levels and temporal trends of persistent organic pollutants (POPs) in Arctic foxes (*Vulpes lagopus*) from Svalbard in relation to dietary habits and food availability. *Science of the total environment.* 511: 112-122.
- Anderson HB, Speed JDM, Madsen J, Pedersen ÅØ, Tombre IM & van der Wal R. 2016. Late snow melt moderates herbivore disturbance of the Arctic tundra. *Ecoscience* 23:29-39.
- Andrady AL, 2011. Microplastics in the marine environment. *Marine pollution bulletin* 62: 1596-1605.
- Anonym. 2005. Arealvurderinger: sårbare områder, interessekonflikter. Rapport fra arbeidsgruppe [til faggruppe i arbeidet med forvaltningsplanen for Barentshavet]. 88 s. (Tilgjengelig fra Norsk Polarinstitut)
- Atkinson, SN, Nelson, RA & Ramsay, MA. 1996. Changes in the body composition of fasting polar bears (*Ursus maritimus*): the effect of relative fatness on protein conservation. *Physiological zoology* 69, 304-316.
- Bang K, Jenssen BM, Lydersen C & Skaare JU. 2001. Organochlorine burdens in blood of ringed and bearded seals from north-western Svalbard. *Chemosphere* 44, 193-203.
- Bekkby T, Albretsen J, Kuipers B, Renaud P, Gundersen H & Włodarska-Kowalczyk M. 2017. Kartfesting og klassifisering av marin natur på Svalbard: et prosjekt for Svalbards miljøvernfond. Oslo. (NIVA-rapport; 7137). 24 s.

- Benjaminsen S, Strøm H, Skoglund A & Jørgensen NM. 2016. Pilotprosjekt på grunne bløtbunnsområder - betydningen av disse som habitat og næringsområde for vadefugler og sjøfugler: sammenstilling av tilgjengelig informasjon. 58 s. Upublisert rapport fra Norsk Polarinstitutt til Klima- og miljødepartementet.
- Berge, J., Heggland, K. N.; Lønne, O. J., Cottier, F. R.; Hop, H., Gabrielsen, G. W., Nøttestad, L. & Misund, O A. 2015. First records of Atlantic mackerel (*Scomber scombrus*) from the Svalbard archipelago, Norway, with possible explanations for the extension of its distribution. *Arctic* 2015; Volum 68 (1). ISSN 0004-0843.s 54 - 61.s doi:
- Bergmann M & Klages M. 2012. Increase of litter at the Arctic deep-sea observatory HAUSGARTEN. *Marine pollution bulletin* 64: 2734-41.
- Beuchel F, Dahl-Hansen I, Ballantine C & Palerud R. 2014. Evaluation and monitoring of valuable marine benthic areas on Svalbard. Tromsø. (Akvaplan-niva. Report; 5613-1). 21 s.
- Beuchel F, Ballantine C, Gulliksen B & Lønne OJ. 2015. Kystsonedata: en evaluering av eksisterende datasett. Longyearbyen. Rapport til Svalbard Miljøvernfond. 35 s.
- Bjørkvoll E, Pedersen B, Hytteborn H, Jónsdóttir IS & Langvatn R. 2009. Seasonal and interannual dietary variation during winter in female Svalbard reindeer (*Rangifer tarandus platyrhynchus*). *Arctic, Antarctic and alpine research* 41: 88-96.
- Blackwell, S. B. og C. R. & Greene, Jr. 2002. Acoustic measurements in Cook Inlet, Alaska, during August 2001. Contract no. 40HANF100123, Greeneridge Report 271-1. Prepared for NMFS Protected resources Division, Anchorage, Alaska 41 pp.
- Błaszczak M, Jania JA & Hagen JO. 2009. Tidewater glaciers of Svalbard: recent changes and estimates of calving fluxes. *Polish polar research* 30: 85–142.
- Boedeltje G, Bakker JP, Bekker RM, Van Groenendael JM & Soesbergen M. 2003. Plant dispersal in a lowland stream in relation to occurrence and three specific life-history traits of the species in the species pool. *Journal of ecology* 91: 855-866.
- Borgstrøm R, Ebne, I. & Svenning M-A. 2010. High lacustrine gillnet catchability of anadromous Arctic charr. *Hydrobiologia* 650: 203-212.
- Borgstrøm R, Isdahl T & Svenning M-A. 2015. Population structure, biomass, and diet of landlocked Arctic charr (*Salvelinus alpinus*) in a small, shallow High Arctic lake. *Polar biology* 38: 309-317.
- Born, E. W., F. F. Riget, R. Dietz & D. Andriashek. 1999. Escape responses of hauled out ringed seals (*Phoca hispida*) to aircraft disturbance. *Polar Biol.* 21: 171-178.
- Bradley, J. M. 1970. Ringed seal avoidance behaviour in response to Eskimo hunting in northern Foxe Basin. M. Sci. Thesis, Dept. Geogr., McGill Univ., Montreal.
- Bright DA, Dushenko WT, Grundy SL & Reimer KJ. 1995. Evidence for short-range transport of polychlorinated biphenyls in the Canadian Arctic using congener signatures of PCBs in soils. *Science of the total environment* 160: 251-263.
- Brown TM, Ross PS, Reimer KJ, Veldhoen N, Dangerfield NJ, Fisk AT & Helbing CC. 2014. PCB related effects thresholds as derived through gene transcript profiles in locally contaminated ringed seals (*Pusa hispida*). *Environmental science & technology* 48: 12952-61.

- Browne MA, Crump P, Niven SJ, Teuten E, Tonkin A, Galloway T & Thompson R. 2011. Accumulation of microplastic on shorelines worldwide: sources and sinks. *Environmental science & technology* 45: 9175-9.
- Bråthen KA & Ravolainen VT. 2015. Niche construction by growth forms is as strong a predictor of species diversity as environmental gradients. *Journal of ecology* 103: 701-713.
- Braathen M, Derocher AE, Wiig Ø, Sørmo EG, Lie E, Skaare JU & Jenssen BM. 2004. Relationships between PCBs and thyroid hormones and retinol in female and male polar bears. *Environmental health perspectives* 112: 826-833.
- Buchwal A, Rachlewicz G, Fonti P, Cherubini P & Gartner H. 2013. Temperature modulates intra-plant growth of *Salix polaris* from a high Arctic site (Svalbard). *Polar biology* 36: 1305-18.
- Burns JJ & Frost KJ. 1979. Natural history and ecology of the bearded seal, *Erignathus barbatus*. *Environ. Assess. Alaskan Cont. Shelf, Final Rep. Princ. Invest., NOAA, Juneau, AK* 19: 311-392 NTIS PB 85-200939.
- Burns JJ & Harbo SJ Jr. 1972. An aerial census of ringed seals, northern coast of Alaska. *Arctic* 25: 279-290.
- Burns, J. J. & K. J. Frost. 1979. Natural history and ecology of the bearded seal, *Erignathus barbatus*. *Environ. Assess. Alaskan Cont. Shelf, Final Rep. Princ. Invest., NOAA, Juneau, AK* 19: 311-392 NTIS PB 85-200939.
- Burns JJ, Kelly BP, Aumiller LD, Frost KJ & Hills S. 1982. Studies of ringed seals in the Alaskan Beaufort Sea during winter: impacts of seismic exploration. Rep. from Alaska Dep. Fish & Game, Fairbanks, AK, for Outer Cont. Shelf Environ. Assess. Program, NOAA, 57 pp.
- Bustnes JO, Gabrielsen GW & Verreault J. 2010. Climate variability and temporal trends of persistent organic pollutants in the Arctic: a study of the glaucous gulls. *Environmental science and technology* 44: 3155-61.
- Bustnes JO, Bourgeon S, Leat EHK, Magnusdottir E, Fisk AT, Strøm H, Hanssen SA, Petersen Æ, Olafsdottir K, Borgå, K, Gabrielsen GW & Furness RW. 2015. Multiple stressor in a top predator seabird: potential ecological consequences of environmental contaminants, population health and breeding conditions. *PLoS ONE* 10: e0131769. 18 s.
- Bytingsvik J, Simon E, Leonards PEG, Lamoree M, Lie E, Aars J, Derocher AE, Wiig Ø, Jenssen BM & Hamers T. 2013. Transthyretin-binding activity of contaminants in blood from polar bear (*Ursus maritimus*) cubs. *Environmental science & technology* 47: 4778-86.
- Calef GW, DeBock EA & Lortie GM. 1976. The reaction of barren-ground caribou to aircraft *Arctic* 29: 201-212.
- Calvert, W. & I. Stirling. 1985. Winter distribution of ringed seals (*Phoca hispida*) in the Barrow Strait area, Northwest Territories, determined by underwater vocalizations. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 42: 1238-1243.

- Carmichael LE, Krizan J, Nagy JA, Fuglei E, Dumond M, Johnson D, Veitch A, Berteaux D & Strobeck C. 2007. Historical and ecological determinants of genetic structure in arctic canids. *Molecular ecology* 16: 3466-83.
- Castelli MG, Rusten M, Goksøyr A & Routti, H. 2014. mRNA expression of genes regulating lipid metabolism in ringed seals (*Pusa hispida*) from differently polluted areas. *Aquatic toxicology* 146: 239-246.
- Chaves-Barquero LG, Luong KH, Mundy CJ, Knapp CW, Hanson ML & Wong CS. 2016. The release of wastewater contaminants in the Arctic: a case study from Cambridge Bay, Nunavut, Canada. *Environmental pollution* 218: 542-550.
- Christensen GN & Evenset A. 2011. Miljøgifter i røye fra innsjøer på Svalbard. Tromsø. (Akvaplan-niva rapport; 4232-1). 30 s.
- Cochrane S, Næs K, Carroll J, Trannum H, Johansen R & Dahle S. 2001. Marin miljøundersøkelse ved bosetningene Barentsburg, Longyearbyen og Pyramiden i Isfjorden, Svalbard. Tromsø. (Akvaplan-niva rapport; 414.1466). 59 s.
- Cole M, Lindeque P, Halsband C & Galloway TS. 2011. Microplastics as contaminants in the marine environment: a review. *Marine pollution bulletin* 62: 2588-97.
- Colman JE, Jacobsen BW & Reimers E. 2001. Summer response distances of Svalbard reindeer, *Rangifer tarandus platyrhynchus*, to provocation by humans on foot. *Wildlife biology* 7: 275-283.
- Colominas, R. 2012. Harbour seal diet in a changing Arctic (Svalbard, Norway). MSci. thesis, Univ. Bergen, Norway. 47 pp.
- Cornelissen J H, & C, Queded H M 2004. Leaf digestibility and litter decomposability are related in a wide range of subarctic plant species and types. *Functional ecology* 18: 779-786.
- Cottier F, Nilsen F, Inall ME, Gerland S, Tverberg V & Svendsen H. 2007. Wintertime warming of an Arctic shelf in response to large-scale atmospheric circulation. *Geophysical research letters* 34 doi:10.1029/2007GL029948. 5 s.
- Cottier F, Nilsen F, Skogseth R, Tverberg V, Skardhamar J & Svendsen H. 2010. Arctic fjords: a review of the oceanographic environment and dominant physical processes. S.35-50. I: *Fjord systems and archives* / ed. J.A. Howe et al. London. (Geological Society special publication; 344).
- Dahl B & Blanck H. 1996. Toxic effects of the antifouling agent irgarol 1051 on periphyton communities in coastal water microcosms. *Marine pollution bulletin* 32: 342-350.
- Dalén L, Fuglei E, Hersteinsson P, Kapel CMO, Roth JD, Samelius G, Tannerfeldt M & Angerbjörn A. 2005. Population history and genetic structure of a circumpolar species: the Arctic fox. *Biological journal of the Linnean Society* 84: 79-89.
- Dalén L, Kvaløy K, Linnell JDC, Elmhagen B, Strand O, Tannerfeldt M, Henttonen H, Fuglei E, Landa A & Angerbjörn A. 2006. Population structure in a critically endangered Arctic fox population: does genetics matter? *Molecular ecology* 15: 2809-19
- Dallmann WK (ed.) 2015. Geoscience atlas of Svalbard. Tromsø. (Norsk Polarinstitut. Rapportserie; 148). 292 s.

- Dallmann WK, Piepjohn K & Blomeier D. 2004. Geological map of Billefjorden, Central Spitsbergen, Svalbard, with geological excursion guide. Tromsø. (Norsk Polarinstitutt. Temakart; 36). 1:50.000.
- den Herder M, Virtanen R & Roininen H. 2008. Reindeer herbivory reduces willow growth and grouse forage in a forest-tundra ecotone. *Basic and applied ecology* 9: 324-331.
- Derocher A, Andersen M, Wiig Ø, Aars J, Hansen E & Biuw M. 2011. Sea ice and polar bear den ecology at Hopen Island, Svalbard. *Marine ecology, progress series* 441: 273–9.
- Derraik JGB. 2002. The pollution of the marine environment by plastic debris: a review. *Marine pollution bulletin*, 44: 842-852.
- Descamps S, Aars J, Fuglei E, Kovacs KM, Lydersen C, Pavlova O, Pedersen ÅØ, Ravolainen V & Strøm H. 2017. Impact of climate change on Arctic wildlife: a Svalbard case study. *Global change biology* 23: 490-502.
- Desforges JPW, Sonne C, Levin M, Siebert U, De Guise S & Dietz R. 2016. Immunotoxic effects of environmental pollutants in marine mammals. *Environment international* 86: 126-139.
- Dietz R, Gustayson K, Sonne C, Desforges JP, Riget FF, Pavlova V, McKinney MA & Letcher RJ. 2015. Physiologically-based pharmacokinetic modelling of immune, reproductive and carcinogenic effects from contaminant exposure in polar bears (*Ursus maritimus*) across the Arctic. *Environmental research* 140: 45-55.
- Direktoratet for naturforvaltning. 1998. Plan for overvåking av biologisk mangfold. Trondheim: Direktoratet for naturforvaltning. (DN-rapport; 1998–1). 170s.
- Direktoratet for naturforvaltning. 2007. Kartlegging av marint biologisk mangfold. Revidert utg. Trondheim: Direktoratet for naturforvaltning. (DN-håndbok; 19). 52 s.
- Durner GM, Douglas DC, Nielson RM, Amstrup SC, McDonald TL, Stirling I, Mauritzen M, Born EW, Wiig Ø, DeWeaver E, Serreze MC, Belikov SE, Holland MM, Maslanik J, Aars J, Bailey DA & Derocher A. 2009. Predicting 21st century polar bear habitat distribution from global climate models. *Ecological monographs* 79: 25-58.
- Eggen OA & Ottesen RT. 2012. PCB i overflatejord ved bakgrunnslokaliteter på Svalbard. Trondheim. (NGU-rapport; 2012.071). 41 s.
- Ehrich D, Henden JA, Ims RA, Doronina LO, Killengren ST, Lecomte N, Pokrovsky IG, Skogstad G, Sokolov AA, Sokolov VA & Yoccoz NG. 2012. The importance of willow thickets for ptarmigan and hares in shrub tundra: the more the better? *Oecologia* 168:141-151.
- Eide NE, Stien A, Prestrud P, Yoccoz NG & Fuglei E. 2012. Reproductive responses to spatial and temporal prey availability in a coastal Arctic fox population. *Journal of animal ecology* 81: 640-8.
- Elmendorf SC1, Henry GH, Hollister RD, Björk RG, Bjorkman AD, Callaghan TV, Collier LS, Cooper EJ, Cornelissen JH, Day TA, Fosaa AM, Gould WA, Grétarsdóttir J, Harte J, Hermanutz L, Hik DS, Hofgaard A, Jarrad F, Jónsdóttir IS, Keuper F, Klanderud K, Klein JA, Koh S, Kudo G, Lang SI, Loewen V, May JL, Mercado J, Michelsen A, Molau U, Myers-Smith IH, Oberbauer SF, Pieper S, Post E, Rixen C, Robinson CH, Schmidt NM, Shaver GR,

- Stenström A, Tolvanen A, Totland O, Troxler T, Wahren CH, Webber PJ, Welker JM, & Wookey PA. 2012. Global assessment of experimental climate warming on tundra vegetation: heterogeneity over space and time. *Ecology letters* 15: 164-175.
- Elvebakk A. 2005. A vegetation map of Svalbard on the scale 1: 3.5 mill. *Phytocoenologia* 35: 951-967.
- Elvebakk A & Moen A. 2002. Indre Wijdefjorden med sidefjorder: eit botanisk unikt steppesområde (rapport til Sysselmannen på Svalbard). Universitetet i Tromsø. 74 s.
- Elvebakk A & Moen A. 2017. Svalbard. S.657-663. I: *Mires and peatlands of Europe: status, distribution and conservation* / ed. H. Joosten et al. Stuttgart: Schweizerbart.
- Elvebakk A & Nilsen L. 2016. Stepperørkvein, *Calamagrostis purpurascens*, i Wijdefjorden på Svalbard: einaste lokalitetar i Europa. *Blyttia* 74: 259-266.
- Engler R, Randin CF, Vittoz P, Czaka T, Beniston M, Zimmermann NE & Guisan A. 2009. Predicting future distributions of mountain plants under climate change: does dispersal capacity matter? *Ecography* 32: 34-45.
- Eurola S & Hakala AVK. 1977. The bird cliff vegetation of Svalbard. *Aquilo. Ser. Botanica* 15: 1-18.
- Evenset A. 2012. Dieselutslipp ved Isfjord radio vinteren 2011: vurdering av mulige konsekvenser og forslag til videre oppfølging. Tromsø. (Akvaplan-niva rapport; 5746-1). 20 s.
- Evenset A & Christensen GN. 2009. PCB i bosettinger på Svalbard: et problem for dyreliv i havet? Tromsø. (Akvaplan-niva rapport; 4352-1). 33 s.
- Evenset A & Christensen GN. 2011 Environmental impacts of expedition cruise traffic around Svalbard. Tromsø. (Akvaplan-niva rapport; 4823-1). 107 s.
- Evenset A, Christensen GN & Palerud R. 2006. Miljøgifter i marine sedimenter, Isfjorden, Svalbard 2006. Tromsø. (Akvaplan-niva rapport; 414.3341). 40 s.
- Evenset A, Christensen G & Palerud R. 2010. Miljøgifter i marine sedimenter i Isfjorden, Svalbard 2009: undersøkelser utenfor bosetningene Longyearbyen, Barentsburg, Pyramiden og Colesbukta. Tromsø. (Akvaplan-niva rapport; 4707.01). 50 s.
- Fer I, Skogseth R, Haugan PM & Jaccard P. 2003. Observations of the Storfjorden overflow. Deep-sea research. Part I: oceanographic research papers 50: 1283–1303.
- Forwick M, Vorren TO, Hald M, Korsun S, Roh Y, Vogt C & Yoo KC. 2010. Spatial and temporal influence of glaciers and rivers on the sedimentary environment in Sassenfjorden and Tempelfjorden, Spitsbergen. S. 163-193. I: *Fjord systems and archives* / ed. J.A. Howe et al. London. (Geological Society special publication; 344).
- Fox AD & Bergersen L. 2005. Lack of competition between barnacle geese *Branta leucopsis* and pink-footed geese *Anser brachyrhynchus* during the pre-breeding period in Svalbard. *Journal of avian biology* 36: 173-8.
- Fredriksen S, Gabrielsen TM, Kile MR & Sivertsen K. 2015. Benthic algal vegetation in Isfjorden, Svalbard. *Polar research* 34 doi: 10.3402/polar.v34.25994. 9 s.

- Freitas C, Kovacs KM, Andersen M, Aars J, Sandven S, Skern-Mauritzen M, Pavlova O & Lydersen C. 2012. Importance of fast ice and glacier fronts for female polar bears and their cubs during spring in Svalbard, Norway. *Marine ecology, progress series* 447: 289–304.
- Frid A & Dill L. 2002. Human-caused disturbance stimuli as a form of predation risk. *Conservation ecology* 6 <http://hdl.handle.net/10535/2697>. 16 s.
- Frost, K. J., L. F. Lowry & G. Carroll. 1993. Beluga whale and spotted seal use of a coastal lagoon system in the Northeastern Chukchi Sea. *Arctic* 46: 8-16.
- Fuglei E & Ims RA. 2008. Global warming and effects on the Arctic fox. *Science progress* 91: 175-191.
- Fuglei E, Prestrud P & Vongraven D. 1998. Status for fjellrev, *Alopex lagopus*, på Svalbard. Tromsø: Norsk Polarinstitut. 23 s.
- Fuglei E, Øritsland NA & Prestrud P. 2003. Local variation in Arctic fox abundance on Svalbard, Norway. *Polar biology* 26: 93-98.
- Fuglei E, Stien A, Yoccoz NG, Ims RA, Eide NE, Prestrud P, Deplazes P & Oksanen A. 2008. Spatial distribution of *Echinococcus multilocularis* in Arctic fox scats, Svalbard, Norway. *Emerging infectious diseases* 14: 73-75.
- Fuglei E, Meldrum EA & Ehrich D. 2013. Effekt av fangst, fjellrev på Svalbard: sluttrapport til Svalbards Miljøvernfond. Tromsø: Norsk Polarinstitut. 30 s.
- Fuglei E, Pedersen ÅØ, Unander S, Soininen E & Hörnell-Willebrandt M. 2013. Høsting av svalbardrype - gamle data med potensial for ny innsikt: sluttrapport til Svalbards miljøvernfond. Tromsø: Norsk Polarinstitut. 20 s.
- Fuglei E, Blanchet M-A, Unander S, Ims R & Pedersen Å. 2017. Hidden in the darkness of the polar night: a first glimpse into winter migration of the Svalbard rock ptarmigan. *Wildlife biology* (accepted for publication, doi: 10.2981/wlb.00241).
- Føyn L, von Quillfeldt CH & Olsen E (red.) 2002. Miljø- og ressursbeskrivelse av området Lofoten-Barentshavet. Bergen: Havforskningsinstituttet. (Fisken og havet; 2002:6). 83 s.
- Gabrielsen GW, Blix AS & Ursin H. 1985. Orienting and freezing responses in incubating ptarmigan hens. *Physiology and Behavior* 34: 925-934.
- Gabrielsen GW. 1987. Reaksjoner på menneskelige forstyrrelser hos ærfugl, svalbardrype og krykkje I egg/ungeperioden. *Vår Fuglefauna* 10: 153-158.
- Gabrielsen GW, Brekke B, Alsos IG & Hansen JR (red.) 1997. Natur og kulturmiljøet på Jan Mayen, med en vurdering av verneverdier, kunnskapsbehov og forvaltning. (Norsk Polarinstitut. Meddelelser; 144). 127 s.
- Gabrielsen GW & Henriksen EO. 2001. Persistent organic pollutants in Arctic animals in the Barents Sea area and at Svalbard: levels and effects. S.349-364. I: *Environmental research in the Arctic 2000* / ed. O Watanabe & Yamanouchi. Tokyo. (Memoirs of National Institute of Polar Research. Special issue; 54).

- Gabrielsen GW. 2007. Levels and effects of persistent organic pollutants in Arctic animals. S.377-412. I: Arctic alpine ecosystems and people in a changing environment / ed. JB. Ørbæk et al. Berlin: Springer
- Gabrielsen GW, Evenset A, Frantzen S, Gwynn J, Hallanger IG, Kallenborn R, Pfaffhuber KA, Routti H & Sagerup K. 2012. MOSJ statusrapport 2011 miljøgifter. Tromsø. (Norsk Polarinstitutt. Rapportserie; 137). 44 s.
- Gederaas L, Moen TL, Skjelseth S & Larsen LK. 2012. Fremmede arter i Norge, med norsk svarteliste 2012. Trondheim: Artsdatabanken. 210 s.
- Geffen E, Waidyaratne S, Dalén L, Angerbjörn A, Vila C, Hersteinsson P, Fuglei, E, White PA, Goltsman M & Wayne RK. 2007. Sea ice occurrence predicts genetic isolation in the Arctic fox. *Molecular ecology* 16: 4241-55.
- Gerland S & Hall R. 2006. Variability of fast-ice thickness in Spitsbergen fjords. *Annals of glaciology* 44: 231-9. (Papers from the 2005 International Symposium on Sea Ice).
- Gerland S, Winter JG, Ørbæk JB & Ivanov BV. 1999. Physical properties, spectral reflectance and thickness development of first year fast ice in Kongsfjorden, Svalbard. *Polar Research* 18: 275-282.
- Gerland S, Haas C, Nicolaus M & Winther JG. 2004. Seasonal development of structure and optical surface properties of fast ice in Kongsfjorden, Svalbard. S.26-34. I: The coastal ecosystem of Kongsfjorden, Svalbard./ ed. C. Wiencke. Bremerhaven: Alfred-Wegener-Institut. (Berichte zur Polar- und Meeresforschung; 492.)
- Gerland S, Gascard JC, Ivanov B, Nielsen CP, Nilsen F, Pavlova O, Leu E, Tverberg V & Barrault, S. 2008. Fast ice evolution in Kongsfjorden compared with other Svalbard fjords. S.44-46. I: 8th Ny-Ålesund Seminar / ed. R. Azzolini. CNR (Polarnet technical report; 1/2008).
- Gill JA, Norris K & Sutherland WJ. 2001. Why behavioural responses may not reflect the population consequences of human disturbance. *Biological conservation* 97: 265-8.
- Grime, J.P. 1998. Benefits of plant diversity to ecosystems: Immediate, filter and founder effects. *The Journal of Ecology*, Vol. 86, pp 902-910.
- Gunnarsdóttir R, Jenssen PD, Jensen, PE, Villumsen A & Kallenborn R. 2013. A review of wastewater handling in the Arctic with special reference to pharmaceuticals and personal care products (PPCPs) and microbial pollution. *Ecological engineering* 50: 76-85.
- Gustavson, L, Ciesielski TM, Bytingsvik J, Styrihave B, Hansen M, Lie E, Aars J & Jenssen, BM. 2015. Hydroxylated polychlorinated biphenyls decrease circulating steroids in female polar bears (*Ursus maritimus*). *Environmental research* 138: 191-201.
- Haarpaintner J, Haugan PM & Gascard JC. 2001. Interannual variability of the Storfjorden (Svalbard) ice cover and ice production observed by ERS-2 SAR. *Annals of glaciology* 33: 430-6. (Papers from the International Symposium on Sea Ice and its Interactions with the Ocean, Atmosphere and Biosphere).

- Hagen D, Eide NE, Fangel K, Flyen AC & Vistad OI. 2012a. Sårbarhetsvurdering og bruk av lokaliteter på Svalbard: sluttrapport fra forskningsprosjektet Miljøeffekter av ferdsel. Trondheim. (NINA-rapport; 785). 123 s.
- Hagen D, Vistad OI, Eide NE, Flyen AC & Fangel K. 2012b. Managing visitor sites in Svalbard: from a precautionary approach towards knowledge-based management. *Polar research* 31 doi: 10.3402/polar.v31i0.18432. 17 s.
- Hagen D, Eide NE, Flyen AC, Fangel K & Vistad OI. 2014. Håndbok for sårbarhetsvurderinger av ilandstigningslokaliteter på Svalbard. Trondheim. (NINA. Temahefte; 56). 65 s.
- Hallanger IG, Jørgensen E, Fuglei E, Ahlstrøm Ø, Muir DCG & Jenssen BM. 2012. Dietary contaminant exposure affects plasma testosterone, but not thyroid hormones, vitamin A and vitamin E in male juvenile Arctic foxes, *Vulpes lagopus*. *Journal of toxicology and environmental health. Part A: current issues* 75: 1298-1313.
- Hallanger IG, Sagerup K, Evenset A, Kovacs KM, Leonards P, Fuglei E, Routti H, Aars J, Strøm H, Lydersen C & Gabrielsen GW. 2015. Organophosphorous flame retardants in biota from Svalbard, Norway. *Marine pollution bulletin* 101: 442-7.
- Hansen BB & Aanes R. 2012. Kelp and seaweed feeding by High-Arctic wild reindeer under extreme winter conditions. *Polar Research* 31 doi: 10.3402/polar.v31i0.17258. 6 s.
- Hansen BB, Henriksen S, Aanes R & Saether BE. 2007. Ungulate impact on vegetation in a two-level trophic system. *Polar biology* 30: 549-558.
- Hansen BB, Aanes R, Herfindal I, Kohler J & Saether BE. 2011. Climate, icing and wild Arctic reindeer: past relationships and future prospects. *Ecology* 92: 1917-23.
- Hansen BB, Grøtan V, Aanes R, Sæther BE, Stien A, Fuglei E, Ims RA, Yoccoz NG & Pedersen ÅØ. 2013. Climate events synchronize the dynamics of a resident vertebrate community in the high Arctic. *Science* 339: 313-315.
- Hansen BB, Isaksen K, Benestad RE, Kohler J, Pedersen ÅØ, Loe LE, Coulson SJ, Larsen JO & Varpe Ø. 2014. Warmer and wetter winters: characteristics and implications of an extreme weather event in the High Arctic. *Environmental research letters* 9: 114021. 9 s.
- Hansen JR & Ravolainen V. 2016. Vurdering av indikatorer for overvåking av klimaeffekter og ferdselsslitasje på Svalbards vegetasjon: oppsummering av en pilotstudie. Tromsø. (Norsk Polarinstitutt. Kortrapport; 41). 47 s.
- Haug FD & Myhre PI. 2016. Naturtyper på Svalbard: laguner og pollers betydning, med katalog over lokaliteter. Tromsø. (Norsk Polarinstitutt. Kortrapport; 40). 174 s.
- Helgason LB, Wolkers H, Fuglei E, Ahlstrøm Ø, Muir D & Jørgensen EH. 2013. Seasonal emaciation cause tissue redistribution and increased potential for toxicity of lipophilic pollutants in farmed Arctic fox (*Vulpes lagopus*). *Environmental toxicology and chemistry* 32: 1784-92.
- Henden J-A, Ims RA, Fuglei E & Pedersen ÅØ. 2017. Changed Arctic-alpine food web interactions under rapid climate warming: implication for ptarmigan research. *Wildlife biology* (accepted for publication, doi: 10.2981/wlb.00240).

- Hendricks S, Gerland S, Smedsrud LH, Haas C, Pfaffhuber AA & Nilsen, F. 2011. Sea ice thickness variability in Storfjorden, Svalbard archipelago. *Annals of Glaciology* 57: 61-68.
- Henriksen, S & Hilmo O (red.) 2015. Norsk rødliste for arter 2015 (versjon 1.2). Trondheim: Artsdatabanken. 193 s.
- Henttonen H, Fuglei E, Gower CN, Haukisalmi V, Ims RA, Niemimaa J & Yoccoz NG. 2001. *Echinococcus multilocularis* on Svalbard: introduction of an intermediate host has enabled the local life-cycle. *Parasitology* 123: 547-552.
- Herzke D et al. 2013. Perfluorinated alkylated substances, brominated flame retardants and chlorinated paraffins in the Norwegian environment: screening. Kjeller: Norsk institutt for luftforskning. (NILU OR; 31/2013)(SPFO-rapport; 1139)(Miljødirektoratet. Rapport; M-40). 110 s.
- Hjelle A, Lauritzen Ø, Salvigsen O & Winsnes TS. 1986. Van Mijenfjorden. Oslo. (Norsk Polarinstitutt. Temakart; 2) (Geological map of Svalbard 1:100.000; B10G). 37 s.
- Hjermstad L (red.) 2006. Konsekvensanalyser. Oslo. (Statens vegvesen. Håndbok; 140). 290 s.
- Holte B. 1998. The macrofauna and main functional interactions in the sill basin sediments of the pristine Holandsfjord, northern Norway, with autecological reviews for some key-species. *Sarsia* 83: 55-68.
- Holte B, Dahle S, Gulliksen B & Naes K. 1996. Some macrofaunal effects of local pollution and glacier-induced sedimentation, with indicative chemical analysis, in the sediments of two Arctic fjords. *Polar biology* 16: 549-557.
- Hop H, Hansen JR & Hubert-Hansen JP (red.) 1998. Overvåking av biologisk mangfold i norsk Arktis. Tromsø. (Norsk Polarinstitutt. Meddelelser;158). 67 s.
- Hop H, Sagerup K, Schlabach M & Gabrielsen GW. 2001. Persistent organic pollutants in marine macro-benthos near urban settlements in Svalbard: Longyearbyen, Pyramidene, Barentsburg and Ny-Ålesund. Tromsø. (Norsk Polarinstitutt. Internrapport; 8). 43 s.
- Hop H, Kovaltchouk NA & Wiencke C. 2016. Distribution of macroalgae in Kongsfjorden, Svalbard. *Polar biology* 39: 2037-51.
- Hurum, JH, Nakrem HA, Hammer Ø, Knutsen EM, Druckenmiller PS, Hryniewicz K & Novis LK. 2012. An Arctic Lagerstätte: the Slotsmøya member of the Agardhfjellet formation (Upper Jurassic - Lower Cretaceous) of Spitsbergen. *Norwegian journal of geology* 92: 55-64.
- Haave M, Ropstad E, Derocher AE, Lie E, Dahl E, Wiig O, Skaare JU & Jenssen BM. 2003. Polychlorinated biphenyls and reproductive hormones in female polar bears at Svalbard. *Environmental health perspectives* 111: 431-6.
- Ims RA & Ehrlich D. 2013. Terrestrial ecosystems. S.384-440 I: Arctic biodiversity assessment: status and trends in Arctic biodiversity / H. Møller et al. Akureyri: CAFF. 674 s.
- Ims RA & Henden JA. 2012. Collapse of an Arctic bird community resulting from ungulate-induced loss of erect shrubs. *Biological conservation* 149: 2-5.

- Ims RA, Jepsen JU, Stien A & Yoccoz NG (red.) 2013. Science plan for COAT: Climate-Ecological Observatory for Arctic Tundra. Tromsø. (Fram Centre report series; 1). 177 s.
- Ims RA, Alsos IG, Fuglei E, Pedersen ÅØ & Yoccoz NG. 2014. An assessment of MOSJ: the state of the terrestrial environment in Svalbard. Tromsø. (Norsk Polarinstitutt. Rapport; 144). 41 s.
- Jakubas D, Zmudczynska K, Wojczulanis-Jakubas K & Stempniewicz L. 2008. Faeces deposition and numbers of vertebrate herbivores in the vicinity of planktivorous and piscivorous seabird colonies in Hornsund, Spitsbergen. *Polish polar research* 29: 45-58.
- James TD, Murray T, Barrand NE, Sykes HJ, Fox AJ & King MA. 2012. Observations of enhanced thinning in the upper reaches of Svalbard glaciers. *The Cryosphere* 6: 1369–81.
- Jardon FP, Vivier F, Bouruet-Aubertot P, Lourenço A, Cuypers Y & Willmes S. 2014. Ice production in Storfjorden (Svalbard) estimated from a model based on AMSR-E observations: impact on water mass properties. *Journal of geophysical research. C: oceans*. 119: 377–393.
- Jartun M, Volden T & Ottesen, RT. 2007. PCB fra lokale kilder i Barentsburg, Pyramiden og Longyearbyen på Svalbard. Trondheim. (NGU-rapport; 2007.075). 31 s.
- Jartun M, Eggen OA & Ottesen RT. 2010. PCB fra lokale kilder på Svalbard: overflatejord og produkter 2007-2009. Trondheim. (NGU-rapport; 2010.038). 55 s.
- Jenssen BM, Villanger GD, Gabrielsen KM, Bytingsvik J, Bechshoft T, Ciesielski, TM, Sonne C & Dietz R. 2015. Anthropogenic flank attack on polar bears: interacting consequences of climate warming and pollutant exposure. *Frontiers in ecology and evolution* 3, doi: 10.3389/fevo.2015.00016. 7 s.
- Johansen B & Tømmervik H. 2014. The relationship between phytomass, NDVI and vegetation communities on Svalbard. *International journal of applied earth observation and geoinformation* 27: 20-30.
- Johansen BE, Karlsen SR & Tømmervik H. 2012. Vegetation mapping of Svalbard utilising Landsat TM/ETM plus data. *Polar record* 48: 47-63.
- Jæger I, Hop H & Gabrielsen GW. 2009. Biomagnification of mercury in selected species from an Arctic marine food web in Svalbard. *Science of the total environment* 407: 4744-51.
- Kallenborn R, Borgå K, Christensen JH, Dowdall M, Evenset A, Odland JØ, Ruus A, Pfaffhuber KA, Pawlak J & Reiersen LO. 2011a. Combined effects of selected pollutants and climate change in the Arctic environment. Oslo. (AMAP technical report; 5). 108 s.
- Kallenborn R, Schmidbauer N & Reimann S. 2011b. Volatile and persistent emissions from traffic and power production on Svalbard: VETAPOS. Kjeller. (NILU OR; 25/2011). 26 s.
- Kallenborn R, Ottesen RT, Gabrielsen, GW, Schrum C, Evenset A, Ruus A, Benjaminsen H, Sagerup K, Christensen G, Eggen O, Carlsson P, Johansson-Karlsson E, Polder A, Pedersen HR & Lundkvist Q. 2012. PCB på Svalbard: rapport 2011. Longyearbyen: Sysselmannen på Svalbard. 97 s.
- Kanerva M, Routti H, Tamuz Y, Nyman M & Nikinmaa M. 2012. Antioxidative defense and oxidative stress in ringed seals (*Pusa hispida*) from differently polluted areas. *Aquatic toxicology* 114/115: 67-72.

- Kelleher G (ed.) 1999. Guidelines for marine protected areas. Second ed. Gland: IUCN. (Best practice protected area guidelines series; 3). 130 s.
- Klimešová J, Doležal J, Prach K & Košnar J. 2012a. Clonal growth forms in Arctic plants and their habitat preferences: a study from Petuniabukta, Spitsbergen. *Polish polar research* 33: 421-442.
- Klimešová J, Prach K & Bernardová A. 2012b. Using available information to assess the potential effects of climate change on vegetation in the high Arctic: North Billefjorden, central Spitsbergen (Svalbard). *Ambio* 41: 435-445.
- Kohler J, James TD, Murray T, Nuth C, Brandt O, Barrand NE, Aas HF & Luckman A. 2007. Acceleration in thinning rate on western Svalbard glaciers. *Geophysical research letters* 34(18): L18502. 5 s.
- Konstantinou IK & Albanis TA. 2004. Worldwide occurrence and effects of antifouling paint booster biocides in the aquatic environment: a review. *Environment international* 30: 235-248.
- Kortsch S, Primicerio R, Beuchel F, Renaud PE, Rodrigues J, Lønne OJ & Gulliksen B. 2012. Climate-driven regime shifts in Arctic marine benthos. *Proceedings of the National Academy of Sciences* 109: 14052-7.
- Kovacs, K. M. & C. Lydersen. 2008. Climate change impacts on seals and whales in the North Atlantic Arctic and adjacent shelf seas. *Sci. Progr.* 91: 117-150.
- Kovacs KM & Michel C. 2011. Biological impacts of changes to sea ice in the Arctic. S.32-51 I: Snow water, ice and permafrost in the Arctic (SWIPA): climate change and the cryosphere. Oslo: AMAP. Chapter 9: Sea ice.
- Kovacs, K. M., C. Freitas, M. Fedak, M. Hindell & C. Lydersen. 2011b. From nursing to independence in the life of bearded seals (*Erignathus barbatus*). 19th Bien. Conf. Biol. Mar. Mammals, Tampa, FL, 27 Nov.-2 Dec. 2011, p. 163.
- Kovacs KM, Haug T & Lydersen C. 2009. Marine mammals of the Barents Sea. S.453-496 I: Ecosystem Barents Sea / ed. E. Sakshaug et al. Trondheim: Tapir Academic.
- Kovacs KM, Moore S, Overland JE & Lydersen C. 2011. Impacts of changing sea-ice conditions on Arctic marine mammals. *Marine biodiversity* 41: 181-194.
- Krafft, B. A., C. Lydersen, K. M. Kovacs, I. Gjertz & T. Haug. 2000. Diving behaviour of lactating bearded seals (*Erignathus barbatus*) in the Svalbard area. *Can. J. Zool.* 78: 1408-1418.
- Kristoffersen S, Sagerup K, Jenssen BM, Warner N, Herzke D & Gabrielsen GW. 2012. Miljøgifter i egg fra snøspurv (*Plectrophenax nivalis*) fra fire bosettinger på Svalbard (sluttrapport til Svalbards miljøvernfond). Tromsø: Norsk Polarinstitutt. 20 s.
- Kuzyk ZA, Stow JP, Burgess NM, Solomon SM & Reimer KJ. 2005. PCBs in sediments and the coastal food web near a local contaminant source in Saglek Bay, Labrador. *Science of the total environment* 351/352: 264-284.
- Kværner J, Swensen G og Erikstad L. 2006. Assessing environmental vulnerability in EIA – The content and context of the vulnerability concept in an alternative approach to standard EIA procedure. *Environmental Impact Assessment Review* 26: 511-527.

- König M, Nuth C, Kohler J, Moholdt G & Pettersen R. 2014. A digital glacier database for Svalbard. S.229-239. I: Global land ice measurements from space / ed. J.S. Kargel et al. Heidelberg: Springer.
- Larsson DGJ, Adolfsson-Erici M, Parkkonen J, Pettersson M, Berg AH, Olsson PE & Förlin L. 1999. Ethinylloestradiol: an undesired fish contraceptive? *Aquatic toxicology* 45: 91-97.
- Le Moullec M, Pedersen Å, Yoccoz N, Aanes R, Tufto J & Hansen B. 2017. Ungulate population monitoring in an open tundra landscape: distance sampling versus total counts. *Wildlife biology* (accepted for publication, doi: 10.2981/wlb.00299).
- Leat EHK, Bourgeon S, Magnusdottir E, Gabrielsen GW, Grecian WJ, Hanssen SA, Olafsdottir K, Petersen A, Phillips RA, Strøm H, Ellis S, Fisk AT, Bustnes JO, Furness RW & Borgå K. 2013. The influence of wintering area on concentration and pattern of persistent organic pollutants in a breeding migratory seabird. *Marine ecology, progress series* 491: 277-293.
- Leat EHK, Bourgeon S, Hanssen S, Petersen A, Strøm H, Bjørn T, Gabrielsen G, Bustnes J, Furness R & Borgå K. 2017. Effect of remoteness and global fractionation on legacy contaminants in a top predator seabird across the Northeast Atlantic. S.127 I: Environmental quality through transdisciplinary collaboration: abstract book, SETAC Europe 27th annual meeting. Brussel: SETAC.
- Legezyńska J. 1998. Glaciers caused zooplankton mortality? *Journal of plankton research* 20: 1233-40.
- Lesage, V., C. Barrette, M. C. S. Kingsley & B. Sjøre. 1999. The effect of vessel noise on the vocal behavior of belugas in the St. Lawrence River Estuary, Canada. *Mar. Mammal Sci.* 15: 65-84.
- Lie E, Larsen HJ, Larsen S, Johansen GM, Derocher AE, Lunn NJ, Norstrom RJ, Wiig Ø & Skaare JU. 2004. Does high organochlorine (OC) exposure impair the resistance to infection in polar bears (*Ursus maritimus*)? Part I: effect of OCs on the humoral immunity. *Journal of toxicology and environmental health Part A: current issues* 67: 555-582.
- Lie E, Larsen HJ, Larsen S, Johansen GM, Derocher AE, Lunn NJ, Norstrom RJ, Wiig Ø & Skaare JU. 2005. Does high organochlorine (OC) exposure impair the resistance to infection in polar bears (*Ursus maritimus*)? Part II: possible effect of OCs on mitogen- and antigen-induced lymphocyte proliferation. *Journal of toxicology and environmental health. Part A: current issues* 68: 457-484.
- Lindgaard A & Henriksen S (red.) 2011. Norsk rødliste for naturtyper 2011. Trondheim: Artsdatabanken. 112 s.
- Loe LE, Bonenfant C, Mysterud A, Severinsen T, Øritsland NA, Langvatn R, Stien A, Irvine RJ & Stenseth NC. 2007. Activity pattern of Arctic reindeer in a predator-free environment: no need to keep a daily rhythm. *Oecologia* 152: 617-624.
- Loe LE, Hansen BB, Stien A, Albon SD, Bischof R, Carlsson A, Irvine RJ, Meland M, Rivrud IM, Ropstad E, Veiberg V & Mysterud A. 2016. Behavioral buffering of extreme weather events in a high-Arctic herbivore. *Ecosphere* 7(e01374) doi:10.1002/ecs2.1374. 13 s.

- Loeng H., Brander K., Carmack E., Denisenko S., Drinkwater K., Hansen B., Kovacs K., Livingston P., McLaughlin F. & Sakshaug E.. 2005 Chapter 9: marine systems, Arctic Climate Impact Assessment Report. S.453-538. I: Arctic climate impact assessment / ed. C. Symon et al. Cambridge Univ. Press.
- Loeng H, Ottesen G, Svenning MA & Stien A. 2010. Effekter på økosystemer og biologisk mangfold, klimaendringer i norsk Arktis: NorACIA delutredning 3. Tromsø. (Norsk Polarinstitut. Rapportserie; 133). 49 s.
- Lone K, Aars J & Ims RA. 2013. Site fidelity of Svalbard polar bears revealed by mark-recapture positions. *Polar biology* 36: 27-39.
- López-Aparicio S, Karl M, Leck C & Bäcklund A. 2016. SHIPMATE - ship traffic particulate matter emissions: final project report. Kjeller. (NILU report; 1/2016). 27 s.
- Lucia M, Verboven N, Strøm H, Miljeteig C, Gavrilov MV, Braune BM, Boertmann D & Gabrielsen GW. 2015. Circumpolar contamination in eggs of the high-Arctic ivory gull *Pagophila eburnea*. *Environmental toxicology and chemistry* 34: 1552-61.
- Lucia M, Gabrielsen GW, Herzke D & Christensen G. 2016a. Screening of UV chemicals, bisphenols and siloxanes in the Arctic. Tromsø. (Norsk Polarinstitut. Kortrapport; 39). 20 s.
- Lucia M, Strøm H, Bustamante P & Gabrielsen GW. 2016b. Trace element concentrations in relation to trophic behaviour of endangered ivory gulls (*Pagophila eburnea*) during their stay at a breeding site in Svalbard. *Polar biology* 71: 518–529.
- Lusher AL, Tirelli V, O'Connor I & Officer R. 2015. Microplastics in Arctic polar waters: the first reported values of particles in surface and sub-surface samples. *Scientific reports (Nature)* 5, doi: 10.1038/srep14947. 9 s.
- Lydersen C, Gjertz I & Weslawski JM. 1985. Aspects of vertebrate feeding in the marine ecosystem in Hornsund, Svalbard. Oslo. (Norsk Polarinstitut. Rapportserie; 21). 57 s.
- Lydersen, C. & Gjertz, I. 1986. Studies of the ringed seal (*Phoca hispida*) in its breeding habitat in Kongsfjorden, Svalbard. *Polar Res.* 4: 57-63.
- Lydersen, C. & T. G. Smith. 1989. Avian predation on ringed seal *Phoca hispida* pups. *Polar Biol.* 9: 489-490.
- Lydersen, C. & K. M. Kovacs. 1999. Behaviour and energetics of ice-breeding, North Atlantic phocid seals during the lactation period. *Mar. Ecol. Progr. Ser.* 187: 265-281.
- Lydersen, C. & M. O. Hammill. 1993. Diving in ringed seal (*Phoca hispida*) pups during the nursing period. *Can. J. Zool.* 71: 991-996.
- Lydersen, C., M. O. Hammill & K. M. Kovacs. 1994. Diving activity in nursing bearded seal (*Erignathus barbatus*) pups. *Can. J. Zool.* 72: 96-103.
- Lydersen, C., A. R. Martin, K. M. Kovacs & I. Gjertz. 2001. Summer and autumn movements of white whales *Delphinapterus leucas* in Svalbard, Norway. *Mar. Ecol. Progr. Ser.* 219: 265-74.
- Lydersen C, Steen H & Alsos IG. 2009. Svalbard: miljøforhold og påvirkninger på rødlistearter. Trondheim: Artsdatabanken. 14 s.

- Lydersen C, Assmy P, Falk-Petersen S, Kohler J, Kovacs KM, Reigstad M, Steen H, Strøm H, Sundfjord A, Varpe Ø, Walczowski W, Weslawski JM & Zajaczkowski M. 2014. The importance of tidewater glaciers for marine mammals and seabirds in Svalbard, Norway. *Journal of marine systems* 129: 452-471.
- Løvenskiold HL. 1964. Avifauna Svalbardensis: with a discussion on the geographical distribution of the birds in Spitsbergen and adjacent islands. Oslo. (Norsk Polarinstitutt. Skrifter; 129). 460 s.
- Mahoney SP, Mawhinney K, McCarthy C, Anions D & Taylor S. 2001. Caribou reactions to provocation by snowmachines in Newfoundland. *Rangifer* 21: 35-43.
- Maier JAK, Murphy SM, White RG & Smith MD. 1998. Responses of caribou to overflights by low-altitude jet aircraft. *Journal of wildlife management* 62: 752-766.
- Major H, Haremo P, Dallmann WK, Andresen A, Kjærnet T & Nøttvedt O. 2001. Adventdalen. Tromsø. (Norsk Polarinstitutt. Temakart; 31) (Geological map of Svalbard; C9G). 55 s.
- Mauritzen M, Derocher AE & Wiig Ø. 2001. Space-use strategies of female polar bears in a dynamic sea ice habitat. *Canadian journal of zoology* 79: 1704-13.
- Meier WN, Hovelsrud GK, van Oort BEH, Key JR, Kovacs KM, Michel C, Haas C, Granskog MA, Gerland S, Perovich DK, Makshtas A & Reist JD. 2014. Arctic sea ice in transformation: a review of recent observed changes and impacts on biology and human activity. *Reviews of geophysics* 52: 185-217.
- Melnes M, Gabrielsen GW, Herzke D, Sagerup K & Jenssen BM. 2017. Dissimilar effects of organohalogenated compounds on thyroid hormones in glaucous gulls. *Environmental research* 158: 350-7.
- Miljeteig C, Strøm H, Gavriilo M, Skåre JU, Jenssen BM & Gabrielsen GW. 2007. Organohalogenes and mercury in ivory gull eggs. Tromsø. (Norsk Polarinstitutt. Kortrapport; 7) (SPFO-rapport; 1006/2007). 33 s.
- Miljeteig C, Strøm H, Gavriilo MV, Volkov A, Jenssen BM & Gabrielsen GW. 2009. High levels of contaminant levels in ivory gull eggs from the Russian and Norwegian Arctic. *Environmental science and technology* 43: 5521-8.
- Miljøverndepartementet. 2006. Helhetlig forvaltning av det marine miljø i Barentshavet og havområdene utenfor Lofoten (forvaltningsplan). (Stortingsmelding; 8(2005/6)). 139 s.
- Miller FL & Gunn A. 1981. Play by peary caribou calves before, during and after helicopter harassment. *Canadian journal of zoology* 59: 823-7.
- Minteniig SM, Int-Veen I, Loder MGJ, Primpke S & Gerdts G. 2017. Identification of microplastic in effluents of waste water treatment plants using focal plane array-based micro-Fourier-transform infrared imaging. *Water research* 108: 365-372.
- Misund, O. A., Heggland, K., Skogseth, R., Falck, E., Gjørseter, H., Sundet, J.H., Wathe, J. og Lønne, O.J. 2016. Milliarverdier fiskes i Svalbardsonen. *Svalbardposten*.
- Moe KA & Brude OW. 2002. Strand – miljøkomponenter i littoralen: forekomst og fordeling i området Lofoten-Barentshavet. Oslo. (Alpha miljørådgivning. Rapport; 1137-01). 20 s.

- Moholdt G, Nuth C, Hagen JO & Kohler J. 2010. Recent elevation changes of Svalbard glaciers derived from ICESat laser altimetry. *Remote sensing of environment* 114: 2756-67.
- Moore CJ. 2008. Synthetic polymers in the marine environment: a rapidly increasing, long-term threat. *Environmental research* 108: 131-9.
- Moy SR. 2015. Littoral and upper sublittoral macroalgal vegetation from 8 sites around Svalbard. University of Oslo. 126 s. Master thesis.
- Muckenhuber S, Nilsen F, Korosov A & Sandven S. 2016. Sea ice cover in Isfjorden and Hornsund, Svalbard (2000–2014) from remote sensing data. *The Cryosphere* 10: 149–158.
- Mörsdorf MA, Ravolainen VT, Støvern LE, Yoccoz NG, Jónsdóttir IS & Bråthen KA. 2015. Definition of sampling units begets conclusions in ecology: the case of habitats for plant communities. *PeerJ* 3 (e815) doi: 10.7717/peerj.815. 17 s.
- Nicolaus M, Haas C & Bareiss J. 2003. Observations of superimposed ice formation at melt-onset on fast ice on Kongsfjorden, Svalbard. S.1241–48. I: *The changing physical environment of Ny-Ålesund, Svalbard* / ed. JB Orbæk et al. Elsevier. (Physics and chemistry of the earth; 28 no.28/32).
- Nilsen F, Cottier F, Skogseth R & Mattsson S. 2008. Fjord-shelf exchanges controlled by ice and brine production: the interannual variation of Atlantic water in Isfjorden, Svalbard. *Continental shelf research* 28: 1838-53.
- Nilsen F, Skogseth R, Vaardal-Lunde J & Inall M. 2016. A simple shelf circulation model: intrusion of Atlantic water on the West Spitsbergen shelf. *Journal of physical oceanography* 46: 1209-30.
- Nilsen L & Elvebakk A. 2014. Vegetation of exposed calcareous ridges in central Spitsbergen, Svalbard, Norway. *Phytocoenologia* 44: 19-29.
- Nilssen KJ, Johnsen HK, Rognum A & Blix AS. 1984. Heart-rate and energy-expenditure in resting and running Svalbard and Norwegian reindeer. *American journal of physiology* 246: R963-R967.
- Norén K, Carmichael L, Fuglei E, Eide NE, Hersteinsson P & Angerbjörn A. 2011. Pulses of movement across the sea ice: population connectivity and temporal genetic structure in the Arctic fox. *Oecologia* 166: 973-984.
- Nuth C, Moholdt G, Kohler J, Hagen HO & Kääb A. 2010. Svalbard glacier elevation changes and contribution to sea level rise. *Journal of geophysical research. F: earth surface* 115 (F01008) doi: 10.1029/2008JF001223. 16 s.
- Nuth C, Kohler J, König M, von Deschanden A, Hagen JO, Kääb A, Moholdt G & Pettersson R. 2013. Decadal changes from a multi-temporal glacier inventory of Svalbard. *The Cryosphere* 7: 1–19.
- Nylund I. 2016. Ferdsel på Sentral-Spitsbergen: forstudie om arealbrukskonflikt mellom motorisert og ikke-motorisert ferdsel. Tromsø. (Norut. Arbeidsnotat; 03/16). 20 s. (Tatt med som vedlegg i denne rapporten.)
- Odasz AM. 1994. Nitrate reductase-activity in vegetation below an Arctic bird cliff, Svalbard, Norway. *Journal of vegetation science* 5: 913-920.

- Ohta Y, Hjelle A, Andresen A, Dallmann WK & Salvigsen O. 1992. Isfjorden. Oslo. (Norsk Polarinstitut. Temakart; 16) (Geological map of Svalbard; B9G). 52 s.
- Olofsson J, Oksanen L, Callaghan T, Hulme PE, Oksanen T & Suominen O. 2009. Herbivores inhibit climate-driven shrub expansion on the tundra. *Global change biology* 15: 2681-93.
- Olsen E & von Quillfeldt CH (red.) 2003. Identifisering av særlig verdifulle områder i Lofoten-Barentshavet. Bergen: Havforskningsinstituttet. 72 s.
- Olsson A. 2016. Local pollution and the risks of OPFR, PBDE and PFAS to the marine ecosystem outside Longyearbyen and Barentsburg in Svalbard. Lunds universitet. 75 s. Master thesis.
- Oskam IC, Ropstad E, Dahl E, Lie E, Derocher AE, Wiig O, Larsen S, Wiger R & Skaare JU. 2003. Organochlorines affect the major androgenic hormone, testosterone, in male polar bears (*Ursus maritimus*) at Svalbard. *Journal of toxicology and environmental health. Part A: current issues* 66: 2119-39.
- Ottesen D & Dowdeswell JA. 2006. Assemblages of submarine landforms produced by tidewater glaciers in Svalbard. *Journal of geophysical research. F: earth surface* 111 doi: 10.1029/2005JF000330. 16 s.
- Ottesen D & Dowdeswell JA. 2009. An inter-ice-stream glaciated margin: submarine landforms and a geomorphic model based on marine-geophysical data from Svalbard. *Geological Society of America bulletin* 121: 1647-65.
- Overrein Ø. 2002. Virkninger av motorferdsel på fauna og vegetasjon: kunnskapsstatus med relevans for Svalbard. Tromsø. (Norsk Polarinstitut. Rapportserie; 119). 28 s.
- Overrein Ø (red.) 2011. Ferdsel og dyreliv på Svalbard: en veileder i møte med Svalbards natur. Tromsø: Norsk Polarinstitut. 22 s.
- Overrein Ø (red.) 2014 Status for høstbare viltarter på Svalbard: helhetlig strategi for kunnskapsinnhenting. Tromsø: Norsk Polarinstitut. Upublisert, tilgjengelig fra NP.
- Overrein Ø, Vongraven D & Njåstad B. 2011. Faunaregistreringer og sårbarhetsvurderinger i Nordaust-Svalbard og Søraust-Svalbard naturreservater. Tromsø: Norsk Polarinstitut. 59 s.
- Patenaude, N. J., W. J. Richardson, M. A. Smultea, W. R. Koski, G. W. Miller, B. Wursig & C. R. jr. Greene. 2002. Aircraft sound and disturbance to bowhead and beluga whales during spring migration in the Alaska Beaufort Sea. *Mar. Mammal Sci.* 18: 309-335.
- Pavlov AK, Tverberg V, Ivanov BV, Nilsen F, Falk-Petersen S & Granskog MA. 2013. Warming of Atlantic water in two west Spitsbergen fjords over the last century (1912–2009). *Polar research* 32 doi:10.3402/polar.v32i0.11206. 15 s.
- Pedersen KE, Styrihave B, Sonne C, Dietz R & Jenssen BM. 2015. Accumulation and potential health effects of organohalogenated compounds in the Arctic fox (*Vulpes lagopus*): a review. *Science of the total environment* 502: 510-516.
- Pedersen ÅØ, Overrein Ø, Unander S & Fuglei E. 2005. Svalbard rock ptarmigan (*Lagopus mutus hyperboreus*): a status report. Tromsø. (Norsk Polarinstitut. Rapportserie; 125). 20 s.

- Pedersen ÅØ, Jepsen JU & Fuglei E. 2011. Habitatmodell for Svalbardrype: en storskala GIS-studie som viser fordeling av egnede hekkehabitater på sentrale deler av Svalbard: sluttrapport til Svalbards miljøvernfond. Tromsø: Norsk Polarinstitut. 30 s.
- Pedersen ÅØ, Bårdsen BJ, Lecomte N, Yoccoz NG & Fuglei E. 2012. Monitoring low density rock ptarmigan populations: distance sampling and occupancy modeling. *Journal of wildlife management* 76: 308-316.
- Pedersen ÅØ, Speed JDM & Tombre IM. 2013. Prevalence of pink-footed goose grubbing in the Arctic tundra increases with population expansion. *Polar biology* 36: 1569-75.
- Pedersen ÅØ, Tombre I, Jepsen JU, Eidesen PB, Fuglei E & Stien A. 2013. Spatial patterns of goose grubbing suggest elevated grubbing in dry habitats linked to early snow melt. *Polar research* 32 doi: 10.3402/polar.v32i0.19719. 8 s.
- Pedersen ÅØ, Soininen EM, Unander S, Hörnell-Willebrand MH & Fuglei E. 2014. Experimental harvest reveals the importance of territoriality in limiting the breeding population of Svalbard rock ptarmigan. *European journal of wildlife research*. 60: 201-212.
- Pedersen ÅØ, Fuglei E, Hörnell-Willebrand M, Biuw M, Jepsen JU. 2017. Spatial distribution of Svalbard rock ptarmigan based on a predictive multi-scale habitat model. *Wildlife biology* doi: 10.2981/wlb.00239. 11 s.
- Peeters B, Veiberg V, Pedersen ÅØ, Stien A, Irvine RJ, Aanes R, Sæther BE, Strand O & Hansen BB. 2017. Climate and density-dependence cause changes in adult sex ratio in a large Arctic herbivore. *Ecosphere* 8 (e01699) doi: 10.1002/ecs2.1699. 14 s.
- Pham CK et al. 2014. Marine litter distribution and density in European seas, from the shelves to deep basins. *PLoS ONE* 9 (e95839) doi: 10.1371/journal.pone.0095839. 13 s.
- Pier MD, Betts-Piper AA, Knowlton CC, Zeeb BA & Reimer KJ. 2003. Redistribution of polychlorinated biphenyls from a local point source: terrestrial soil, freshwater sediment and vascular plants as indicators of the halo effect. *Arctic, Antarctic and alpine research* 35: 349-360.
- Polder A, Skåre JU, Tryland M, Ropstad E, Gabrielsen GW, Vikøren T, Arnemo JM, Mørk T, Killengreen S, Leonards P & Lie E. 2009. Screening of halogenated organic compounds (HOCs) in wild living terrestrial mammals in Svalbard, Norway and Northern Sweden. Oslo: Statens forurensningstilsyn. (SPFO-report; 1064/2009) (TA-2572/2009). 53 s.
- Polischuk SC, Norstrom RJ & Ramsay MA. 2002. Body burdens and tissue concentrations of organochlorines in polar bears (*Ursus maritimus*) vary during seasonal fasts. *Environmental pollution* 118: 29-39.
- Post E & Pedersen C. 2008. Opposing plant community responses to warming with and without herbivores. *Proceedings of the National Academy of Sciences* 105: 12353-8.
- Prestrud P. 1992. Arctic foxes in Svalbard: population ecology and rabies. Oslo: Norsk Polarinstitut. 220 s. Doktoravhandling.
- Prop J, Aars J, Bårdsen BJ, Hanssen SA, Bech C, Bourgeon S, Fouw J de, Gabrielsen GW, Lang J, Noreen E, Oudman T, Sittler B, Stempniewicz L, Tombre I, Wolters E & Moe B.

2015. Climate change and the increasing role of polar bears on bird populations. *Frontiers in ecology and evolution* 3 (33) doi: 10.3389/fevo.2015.00033. 12 s.
- Punsvik T. 2009. Plan for forvaltning av svalbardrein: en beskrivelse av miljømål og status for reinen på Svalbard, og en veileder for forvaltningen og forskningen. Longyearbyen. (Sysselmannen på Svalbard. Rapport; 1/2009). 47 s.
- Reimers E & Eftestøl S. 2012. Response behaviors of Svalbard reindeer towards humans and humans disguised as polar bears on Edgeøya. *Arctic, Antarctic and alpine research* 44: 483-9.
- Reimers E, Eftestøl S & Colman JE. 2003. Behavior responses of wild reindeer to direct provocation by a snowmobile or skier. *Journal of wildlife management* 67: 747-754.
- Reimers E, Lund S & Ergon T. 2011. Vigilance and fright behaviour in the insular Svalbard reindeer (*Rangifer tarandus platyrhynchus*). *Canadian journal of zoology* 89: 753-764.
- Renaud PE, Wlodarska-Kowalczyk M, Trannum H, Holte B, Weslawski JM, Cochrane S, Dahle S & Gulliksen B. 2007. Multidecadal stability of benthic community structure in a high-Arctic glacial fjord (van Mijenfjord, Spitsbergen). *Polar biology*, 30: 295-305.
- Riget F et al. 2011. Temporal trends of Hg in Arctic biota: an update. *Science of the total environment* 409: 3520-6.
- Rogstad TW, Sonne C, Villanger GD, Ahlstrøm Ø, Fuglei E, Muir D, Jørgensen E & Jenssen BM. 2017. Concentrations of vitamin A, E, thyroid and testosterone hormones in blood plasma and tissues from emaciated adult male Arctic foxes (*Vulpes lagopus*) dietary exposed to persistent organic pollutants (POPs). *Environmental research* 154: 284-290.
- Routti H, Letcher RJ, Arukwe A, van Bavel B, Yoccoz NG, Chu SG & Gabrielsen GW. 2008. Biotransformation of PCBs in relation to phase I and II xenobiotic-metabolizing enzyme activities in ringed seals (*Phoca hispida*) from Svalbard and the Baltic Sea. *Environmental science & technology* 42: 8952-8.
- Routti H, Letcher RJ, van Bavel B, Arukwe A, Chu S & Gabrielsen GW. 2009a. Concentrations, patterns and metabolites of organochlorine pesticides in relation to xenobiotic phase I and II enzyme activities in ringed seals (*Phoca hispida*) from Svalbard and the Baltic Sea. *Environmental pollution* 157: 2428-34.
- Routti H, Letcher RJ, Chu S, van Bavel B & Gabrielsen GW. 2009b. Polybrominated diphenyl ethers and their hydroxylated analogues in ringed seals (*Phoca hispida*) from Svalbard and the Baltic Sea. *Environmental science & technology* 43: 3494-9.
- Routti H, Arukwe A, Jenssen BM, Letcher RJ, Nyman M, Bäckman C & Gabrielsen GW. 2010. Comparative endocrine disruptive effects of contaminants in ringed seals (*Phoca hispida*) from Svalbard and the Baltic Sea. *Comparative biochemistry and physiology. Part C* 152: 306-312.
- Routti H, Jenssen BM, Lydersen C, Bäckman C, Arukwe A, Nyman M, Kovacs KM & Gabrielsen GW. 2010b. Hormone, vitamin and contaminant status during moulting/fasting period in ringed seals (*Phoca [Pusa] hispida*) from Svalbard. *Comparative biochemistry and physiology. Part A* 155: 70-76.

- Routti H, Lydersen C, Hanssen L & Kovacs KM. 2014. Contaminant levels in the world's northernmost harbor seals (*Phoca vitulina*). *Marine pollution bulletin* 87: 140-6.
- Routti H, Andersen MS, Fuglei E, Polder A & Yoccoz NG. 2016a. Concentrations and patterns of hydroxylated polychlorinated biphenyls and polychlorinated biphenyls in Arctic foxes (*Vulpes lagopus*) from Svalbard. *Environmental pollution* 216: 264-272.
- Routti H, Gabrielsen GW, Herzke D, Kovacs KM & Lydersen C. 2016b. Spatial and temporal trends in perfluoroalkyl substances (PFASs) in ringed seals (*Pusa hispida*) from Svalbard. *Environmental pollution* 214: 230-8.
- Routti H, Lille-Langøy R, Berg MK, Fink T, Harju M, Kristiansen K, Rostkowski P, Rusten M, Sylte I, Øygarden L & Goksøyr A. 2016c. Environmental chemicals modulate polar bear (*Ursus maritimus*) peroxisome proliferator-activated receptor gamma (PPARG) and adipogenesis in vitro. *Environmental science & technology* 50: 10708–20.
- Rudolph-Lund K. 2012. Isfjord Radio: tiltaksplan fase 1: kartlegging. Oslo: Sweco. 10 s.
- Røyset JA (red.) 2007. Helhetlig forvaltningsplan for Norskehavet: statusbeskrivelse av skipstrafikk. Kystverket. 80 s.
- Sagerup K, Henriksen EO, Skaare JU & Gabrielsen GW. 2002. Intraspecific variation in trophic feeding levels and organochlorine concentrations in glaucous gulls (*Larus hyperboreus*) from Bjørnøya, the Barents Sea. *Ecotoxicology* 11:119-125.
- Sagerup K, Larsen HJS, Skaare JU, Johansen GM & Gabrielsen GW. 2009. The toxic effects of multiple persistent organic pollutant exposures on the post-hatch immunity maturation of glaucous gulls. *Journal of toxicology and environmental health. Part A*, 72: 870-883.
- Sagerup K, Leonards P, Routti H, Fuglei E, Aars J, Strøm H, Kovacs K, Lydersen C & Gabrielsen GW. 2011. Organophosphorous flame retardants in Arctic biota. Oslo: Klima- og forurensningsdirektoratet. (SPFO-rapport; 1092/2011). 49 s.
- Sahlman T, Segelbacher G & Høglund J. 2009. Islands in the ice: colonization routes for rock ptarmigan to the Svalbard archipelago. *Ecography* 32: 840–8.
- Salvigsen O, Winsnes TS & Steel R. 1989. Braganzavågen. Oslo. (Norsk Polarinstitutt. Temakart; 4) (Geological map of Svalbard; C10G). 22 s.
- Savinov VM, Gabrielsen GW & Savinova TN. 2003. Cadmium, zinc, copper, arsenic, selenium and mercury in seabirds from the Barents Sea: levels, inter-specific and geographical differences. *Science of the total environment* 306: 133-158.
- Sergeant, D. E. & W. Hoek. 1988. An update of the status of white whales *Delphinapterus leucas* in the Saint Lawrence Estuary, Canada. *Biol. Conserv.* 45: 287-302.
- Simon E, van Velzen M, Brandsma SH, Lie E, Loken K, de Boer J, Bytingsvik J, Jenssen BM, Aars J, Hamers T & Lamoree MH. 2013. Effect-directed analysis to explore the polar bear exposome: identification of thyroid hormone disrupting compounds in plasma. *Environmental science & technology* 47: 8902-12.
- Sjøgersten S, Kuijper DPJ, van der Wal R, Loonen MJJE, Huiskes AHL & Woodin SJ. 2010. Nitrogen transfer between herbivores and their forage species. *Polar biology* 33: 1195-1203.

- Skogseth R, Haugan PM & Haarpaintner J. 2004. Ice and brine production in Storfjorden from four winters of satellite and in situ observations and modeling, *Journal of geophysical research. C: oceans* 109 (C10008) doi: 10.1029/2004JC002384. 15 s.
- Skogseth R, Haugan PM & Jakobsson M. 2005. Watermass transformations in Storfjorden. *Continental shelf research* 25: 667–695.
- Skogseth R, Sandvik AL & Asplin L. 2007. Wind and tidal forcing on the meso-scale circulation in Storfjorden, Svalbard. *Continental shelf research* 27: 208–227.
- Skogseth R, Smedsrud LH, Nilsen F & Fer I. 2008. Observations of hydrography and downflow of brine-enriched shelf water in the Storfjorden polynya, Svalbard *Journal of geophysical research. C: oceans* 113 (C08049) doi: 10.1029/2007JC004452. 13 s.
- Skogstad, OC & Skogstad Ø. 2006. Dynamikk og ressursbruk hos anadrom og resident røye (*Salvelinus alpinus*) i Vårfluesjøen på Svalbard etter flere års fredning av bestanden. Ås: Universitetet for miljø- og biovitenskap. 48 s. Mastergradsoppgave.
- Soininen E, Fuglei E & Pedersen ÅØ. 2016. Complementary use of density estimates and hunting statistics: different sides of the same story? *European journal of wildlife research* 62: 151-160.
- Solberg EJ, Jordhøy P, Strand O, Aanes R, Loison A, Sæther BE & Linnell JDC. 2001. Effects of density-dependence and climate on the dynamics of a Svalbard reindeer population. *Ecography* 24: 441-451.
- Solberg EJ et al. 2012. Hjortevilt 1991-2011: oppsummeringsrapport fra Overvåkingsprogrammet for hjortevilt. Trondheim. (NINA-rapport; 885). 156 s.
- Sonne C, Wolkers H, Leifsson PS, Iburg T, Jenssen BM, Fuglei E, Ahlstrøm Ø, Dietz R, Kirkegaard M, Muir DCG & Jørgensen EH. 2009. Chronic dietary exposure to environmental organochlorine contaminants induces thyroid gland lesions in Arctic foxes (*Vulpes lagopus*). *Environmental research.* 109: 702-711.
- Sonne C, Letcher RJ, Bechshøft TØ, Riget FF, Muir DCG, Leifsson PS, Born EW, Hyldstrup L, Basu N, Kirkegaard M & Dietz R. 2012. Two decades of biomonitoring polar bear health in Greenland: a review. *Acta veterinaria scandinavica* 54 Suppl. DOI: 10.1186/1751-0147-54-S1-S15. 7 s.
- Speed JDM, Woodin SJ, Tømmervik H, Tamstorf MP & van der Wal R. 2009. Predicting habitat utilization and extent of ecosystem disturbance by an increasing herbivore population. *Ecosystems* 12: 349-359.
- Speed, JDM, Cooper EJ, Jonsdottir IS, van der Wal R & Woodin SJ. 2010. Plant community properties predict vegetation resilience to herbivore disturbance in the Arctic. *Journal of ecology* 98: 1002-13.
- St. Aubin DJ. 1990. Physiological and toxic effects on polar bears. S.234-9. I: *Sea mammals and oil: confronting the risks* / ed. DR Geraci & St. Aubin. San Diego: Academic Press.
- Statens kartverk Sjø. 2011. Farvannsbeskrivelse Svalbard og Jan Mayen. Tredje utg. Stavanger. (Den norske los; 7). 377 s.

Stewart, B. E. 2010. Interactions between beluga whales (*Delphinapterus leucas*) and boats in Knik Arm, Upper Cook Inlet, Alaska: behavior and bioacoustics.

<http://alaskafisheries.noaa.gov/protectedresources/whales/beluga/workshop/default.htm>

Stien A, Voutilainen L, Haukisalmi V, Fuglei E, Mørk T, Yoccoz NG, Ims RA & Henttonen H. 2010. Intestinal parasites of the Arctic fox in relation to the abundance and distribution of intermediate hosts. *Parasitology* 137: 149-157.

Stien A, Ims RA, Albon SD, Fuglei E, Irvine RJ, Ropstad E, Halvorsen O, Loe LE, Veiberg V & Yoccoz NG. 2012a. Congruent responses to weather variability in high Arctic herbivores. *Biology letters* 8: 1002-5.

Stien A, Bårdsen BJ, Veiberg V, Andersen R, Loe LE & Pedersen ÅØ. 2012b. Jakt på svalbardrein: kunnskapsstatus og evaluering av aktuelle forvaltningsmodeller: sluttrapport til Svalbards miljøvernfond. Tromsø. 21 s.

Strøm H. 2006. Lomvi. S.159-162 I: Svalbards fugler og pattedyr / red. KM Kovacs & C Lydersen. Tromsø: Norsk Polarinstitutt. (Polarhåndbok; 13).

Staaland H. 1986. Svalbardreinenens ernæring. S.72-91 I: Svalbardreinen og dens livsgrunnlag / red. NA Øritsland. Oslo: Universitetsforlaget.

Sutherland WJ. 2007. Future directions in disturbance research. *Ibis* 149: 120-124.

Svenning MA. 1992. Fiskeribiologiske undersøkelser i røyevassdrag på Svalbard i perioden 1987-90. Universitetet i Tromsø. 66 s.

Svenning MA. 1996. Sjøvandrende laksefisk på Kola: forprosjekt til Barentssekretariatet. Tromsø: Norsk institutt for naturforskning. 59 s. (Tilgjengelig hos utgiver.)

Svenning MA. 2010a. Metodikk for prøvofiske etter røye på Svalbard. Tromsø. (NINA. Rapport; 645). 30 s.

Svenning MA. 2010b. Kannibal- og sjørøyebestander på Svalbard: unike genetiske røyemorfer med spesielle forvaltningskrav? Tromsø. (NINA. Minirapport; 297). 14 s.

Svenning MA. 2011. Røyebestanden i Straumsjøen: anadrom eller stasjonær? Tromsø. (NINA. Minirapport; 327). 12 s.

Svenning MA. 2015. Miljøvariable i innsjøer på Svalbard: vanntemperatur, lys- og isforhold. Tromsø. (NINA. Minirapport; 575). 36 s.

Svenning MA & Borgstrøm R. 1995. Population structure in landlocked Spitsbergen Arctic charr: sustained by cannibalism? *Nordic journal of freshwater research* 71: 424-431.

Svenning MA & Gullestad N. 2002. Adaptations to stochastic environmental variations: the effects of seasonal temperatures on the migratory window of Svalbard Arctic charr. *Environmental biology of fishes* 64: 165-174.

Svenning MA, Klemetsen A & Christensen GN. 2004. Røya i Ellasjøen: full av PCB, men har det noen negativ effekt? S.66-71 I: Bjørnøya: historie, natur og forskning / red. GN Christensen & A Evenset. Universitetet i Tromsø. (Ottar; 253).

- Svenning MA, Klemetsen A & Olsen, T. 2007. Habitat and food choice of Arctic charr in Linnévatn on Spitsbergen, Svalbard: the first year-round investigation in a High Arctic lake. *Ecology of freshwater fish* 16: 70-77.
- Svenning MA, Aas M & Borgstrøm R. 2015. First records of three-spined stickleback *Gasterosteus aculeatus* in Svalbard freshwaters: an effect of climate change? *Polar biology* 38: 1937-40.
- Sysselmannen på Svalbard. 2017. Handlingsplan mot skadelige fremmede arter på Svalbard. Longyearbyen: Sysselmannen på Svalbard. 42 s.
- Tandberg A. 2016. Svalbardrein (*Rangifer tarandus platyrhynchus*) og snøskuterløyper: kvantifisering av unnvikelsesadferd i tid og rom. Ås: Norges miljø- og biovitenskapelige universitet. 60 s. Masteroppgave.
- Tartu S, Bourgeon S, Aars J, Andersen M, Polder A, Thiemann GW, Welker JM & Routti H. 2017. Sea ice-associated decline in body condition leads to increased concentrations of lipophilic pollutants in polar bears (*Ursus maritimus*) from Svalbard, Norway. *Science of the total environment* 576: 409-419.
- Tavares M & De Melo GAS. 2004. Discovery of the first known benthic invasive species in the Southern Ocean: the North Atlantic spider crab *Hyas araneus* found in the Antarctic Peninsula. *Antarctic science* 16: 129-131.
- Tekman MB, 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.
- Theisen F (red.) 1997. Dokumentasjon og vurdering av verneverdier på Bjørnøya. Oslo. (Norsk Polarinstitutt. Meddelelser; 143). 96 s.
- Theisen F & Brude OW. 1998. Evaluering av områdevernet på Svalbard: representativitet og behov for ytterligere vern. Oslo. (Norsk Polarinstitutt. Meddelelser; 153). 183 s.
- Trevail AM, Gabrielsen GW, Kühn S, Bock A & Van Franeker JA. 2014. Plastic ingestion by northern fulmars, *Fulmarus glacialis*, in Svalbard and Iceland, and relationships between plastic ingestion and contaminant uptake. Tromsø. (Norsk Polarinstitutt. Kortrapport; 29). 21 s.
- Trevail AM, Gabrielsen GW, Kuhn S & Van Franeker JA. 2015. Elevated levels of ingested plastic in a high Arctic seabird, the northern fulmar (*Fulmarus glacialis*). *Polar biology* 38: 975-981.
- Tyler NJC. 1991. Short-term behavioural responses of Svalbard reindeer, *Rangifer tarandus platyrhynchus*, to direct provocation by a snowmobile. *Biological conservation* 56: 179-194.
- Tyler NJC & Mercer JB. 1997. Heart-rate and behavioural responses to disturbance in Svalbard reindeer, *Rangifer tarandus platyrhynchus*. S.279-280 I: Recent developments in deer biology: proceedings of the Third international congress on the biology of deer / ed. JA Milne. Edinburgh.
- Tyler NJC, Forchhammer MC & Øritsland NA. 2008. Nonlinear effects of climate and density in the dynamics of a fluctuating population of reindeer. *Ecology* 89: 1675-86.

- Unander S & Steen JB. 1985. Behaviour and social structure in Svalbard rock ptarmigan, *Lagopus mutus hyperboreus*. *Ornis Scandinavica* 16: 198-204.
- Unander S, Pedersen ÅØ, Soininen EM, Descamps S, Hörnell-Willebrand M & Fuglei E. 2016. Populations on the limit: survival of Svalbard rock ptarmigan. *Journal of ornithology* 157: 407-418.
- Van Cauwenberghe L, Vanreusel A, Mees J & Janssen CR. 2013. Microplastic pollution in deep-sea sediments. *Environmental pollution* 182: 495-9.
- van den Heuvel-Greve MJ, Szczybelski AS, van den Brink NW, Kotterman MJJ, Kwadijk CJAF, Evenset A & Murk AJ. 2016. Low organotin contamination of harbor sediment in Svalbard. *Polar biology* 39: 1699-1709.
- Van der Wal R. 2006. Do herbivores cause habitat degradation or vegetation state transition?: evidence from the tundra. *Oikos* 114: 177-186.
- Van der Wal R & Stien A. 2014. High-Arctic plants like it hot: a long-term investigation of between-year variability in plant biomass. *Ecology* 95: 3414-27.
- Van der Wal R, Sjögersten S, Woodin SJ, Cooper EJ, Jónsdóttir IS, Kuijper D, Fox TAD & Huiskes AD. 2007. Spring feeding by pink-footed geese reduces carbon stocks and sink strength in tundra ecosystems. *Global change biology* 13: 539-545.
- Van Franeker JA & SNS Fulmar Study Group. 2013. Fulmar litter EcoQO monitoring along Dutch and North Sea coasts: update 2010 and 2011. Texel. (IMARES report; C076/13). 61 s.
- Van Mierlo JEM & Van Groenendael JM. 1991. A population dynamic approach to the control of *Anthriscus sylvestris* (L.) Hoffm. *Journal of applied ecology* 28: 128-139.
- Van Pelt WJJ, Oerlemans J, Reijmer CH, Pohjola VA, Pettersson R & van Angelen JH. 2012. Simulating melt, runoff and refreezing on Nordenskiöldbreen, Svalbard, using a coupled snow and energy balance model. *The Cryosphere* 6: 641-659.
- Vanderpuye AW, Elvebakk A & Nilsen L. 2002. Plant communities along environmental gradients of high-Arctic mires in Sassendalen, Svalbard. *Journal of vegetation science* 13: 875-884.
- Vestreng V, Kallenborn R & Økstad E. 2010. Climate influencing emissions, scenarios and mitigation options at Svalbard. Oslo: Klima- og forurensningsdirektoratet. (TA; 2552). 55 s.
- Verreault J, Letcher RJ, Muir DCG, Chu S, Gebbink WA & Gabrielsen GW. 2005. New organochlorine contaminants and metabolites in plasma and eggs of glaucous gulls (*Larus hyperboreus*) from the Norwegian Arctic. *Environmental toxicology and chemistry* 24: 2486-99.
- Verreault J, Villa RA, Gabrielsen GW, Skaare JU & Letcher R. 2006: Maternal transfer of organohalogen contaminants and metabolites to eggs of Arctic-breeding glaucous gulls. *Environmental pollution* 144: 1053-60.
- Verreault J, Bustnes JO & Gabrielsen GW. 2010. The Svalbard glaucous gull as bioindicator species in the European Arctic: insight from 35 years of contaminants research. *Reviews of environmental contamination and toxicology* 205: 77-116.

- Villanger GD, Lydersen C, Kovacs KM, Lie E, Skaare JU & Jenssen BM. 2011. Disruptive effects of persistent organohalogen contaminants on thyroid function in white whales (*Delphinapterus leucas*) from Svalbard. *Science of the total environment* 409: 2511-24.
- Vistad OI, Eide NA, Hagen D, Erikstad L & Landa A. 2008. Miljøeffekter av ferdsel og turisme i Arktis: en litteratur- og forstudie med vekt på Svalbard. Trondheim. (NINA. Rapport; 316). 124 s.
- Von Quillfeldt CH (red.) 2002. Marine verdier i havområdene rundt Svalbard: oversikt over marine områder i territorialforvannene og fiskevernsonen med behov for vern eller andre forvaltningstiltak. Tromsø. (Norsk Polarinstitutt. Rapport; 118). 100 s.
- Von Quillfeldt CH & Øseth E (red.) 2016. Klimaendringer på Svalbard: effekter på naturmangfold og konsekvenser for den fremtidige naturforvaltningen. Tromsø. Norsk Polarinstitutt. Kortrapport; 42. 130 s.
- Vongraven D (red.) 2014. Kunnskapsgrunnlag for de store nasjonalparkene og fuglereservatene på Vest-Spitsbergen. Tromsø. Norsk Polarinstitutt. Kortrapport; 28. 234 s.
- Voronkov A, Hop H & Gulliksen B. 2013. Diversity of hard-bottom fauna relative to environmental gradients in Kongsfjorden, Svalbard. *Polar research* 32 (11208) doi: 10.3402/polar.v32i0.11208. 27 s.
- Wang C, Shi L, Gerland S, Granskog MA, Renner AHH, Li Z, Hansen E & Martma T. 2013. Spring sea ice evolution in Rijpfjorden (80°N), Svalbard, from in situ measurements and ice mass balance buoy (IMB) data. *Annals of glaciology* 54: 253-260.
- Wang C, Cheng B, Wang K, Gerland S & Pavlova O. 2015. Modelling snow ice and superimposed ice on landfast sea ice in Kongsfjorden, Svalbard. *Polar research*, 34 (20828) doi: 10.3402/polar.v34.20828. 16 s.
- Ware C, Alsos IG, Berge J, Sundet JH & Arneberg P. 2012. Ships as potential dispersal vectors of invasive marine organisms into high-Arctic Svalbard. University of Tromsø. 13 s.
- Ware C, Berge J, Sundet JH, Kirkpatrick JB, Coutts ADM, Jelmert A, Olsen SM, Floerl O, Wisz MS & Alsos IG. 2013. Climate change, non-indigenous species and shipping: assessing the risk of species introduction into a high-Arctic archipelago. *Diversity and distributions* 20: 10-19.
- Ware C, Berge J, Jelmert A, Olsen SM, Pellissier L, Wisz M, Kriticos D, Semenov G, Kwaśniewski S & Alsos IG. 2016. Biological introduction risks from shipping in a warming Arctic. *Journal of applied ecology* 53: 340-9.
- Warner N.A., Evenset A., Christensen G., Gabrielsen G.W., Borgå K. and Leknes H. 2010. Volatile Siloxanes in the European Arctic: Assessment of Sources and Spatial Distribution. *Environmental Science and Technology* 44, 7705-7710.
- Weimerskirch H, Shaffer SA, Mabile G, Martin J, Boutard O & Rouanet JL. 2002. Heart rate and energy expenditure of incubating wandering albatrosses: basal levels, natural variation and the effects of human disturbance. *Journal of experimental biology* 205: 475-483.
- Weslawski JM, Wiktor J, Zajaczkowski M & Swerpel S. 1993. Intertidal zone of Svalbard. 1: Macroorganism distribution and biomass. *Polar biology* 13: 73-79.

- Weslawski JM, Wiktor J, Zajaczkowski M, Futsaeter G & Moe KA. 1997. Vulnerability assessment of Svalbard intertidal zone for oil spills. *Estuarine, coastal and shelf science* 44. Suppl.: 33-41.
- Widell K, Fer I & Haugan PM. 2006. Salt release from warming sea ice. *Geophysical research letters* 33 (L12501) doi:10.1029/2006GL026262. 5 s.
- Wiig Ø, Aars J & Born EW. 2008. Effects of climate change on polar bears. *Science progress* 91: 151-173.
- Wolkers H, Lydersen C & Kovacs KM. 2004. Accumulation and lactational transfer of PCBs and pesticides in harbor seals (*Phoca vitulina*) from Svalbard, Norway. *Science of the total environment* 319: 137-146.
- Wolkers H, van Bavel B, Ericson I, Skoglund E, Kovacs KM & Lydersen C. 2006. Congener-specific accumulation and patterns of chlorinated and brominated contaminants in adult male walrus from Svalbard, Norway: indications for individual-specific prey selection. *Science of the total environment* 370: 70-79.
- Woodall LC, Sanchez-Vidal A, Canals M, Paterson GLJ, Coppock R, Sleight V, Calafat A, Rogers AD, Narayanaswamy BE & Thompson RC. 2014. The deep sea is a major sink for microplastic debris. *Royal Society open science* 1. DOI: 10.1098/rsos.140317. 8 s.
- Zhuravskiy D, Ivanov B & Pavlov A. 2012. Ice conditions at Gronfjorden Bay, Svalbard, from 1974 to 2008. *Polar geography* 35: 169-176.
- Zwolicki A, Zmudczyńska-Skarbek K, Matuła J, Wojtuń B & Stempniewicz L. 2016. Differential responses of Arctic vegetation to nutrient enrichment by plankton- and fish-eating colonial seabirds in Spitsbergen. *Frontiers in plant science* 7
- Øritsland NA & Alendal E. 1986. Bestandens størrelse og livshistorie. S.52-60 I: Svalbardreinen og dens livsgrunnlag / red. NA Øritsland. Oslo: Universitetsforlaget.
- Øseth, E., Jørgensen, L.L., Renaud, P.E. and Andrade, H. 2016. Benthos vulnerability to bottom trawling. Kortrapport nr. 37. Norsk Polarinstitutt.
- Østby TI, Schuler TV, Hagen JO, Hock R, Kohler J & Reijmer CH. 2017. Diagnosing the decline in climatic mass balance of glaciers in Svalbard over 1957-2014. *The Cryosphere* 11: 191-215.
- Aanes R, Sæther BE & Øritsland NA. 2000. Fluctuations of an introduced population of Svalbard reindeer: the effects of density dependence and climatic variation. *Ecography* 23: 437-443.
- Aanes R, Sæther BE, Smith FM, Cooper EJ, Wookey PA & Øritsland NA. 2002. The Arctic Oscillation predicts effects of climate change in two trophic levels in a high-Arctic ecosystem. *Ecology letters* 5: 445-453.
- Aanes R, Sæther BE, Solberg EJ, Aanes S, Strand O & Øritsland NA. 2003. Synchrony in Svalbard reindeer population dynamics. *Canadian journal of zoology* 81: 103-110.
- Aars J. 2013. Variation in detection probability of polar bear maternity dens. *Polar biology* 36: 1089-96.

Aars J, Marques TA, Buckland S, Andersen M, Belikov S, Boltunov A & Wiig Ø. 2009. Estimating the Barents Sea polar bear subpopulation size. *Marine mammal science* 25: 35-52.

Aas CB, Fuglei E, Herzke D, Yoccoz NG & Routti H. 2014. Effect of body condition on tissue distribution of perfluoroalkyl substances (PFASs) in Arctic fox (*Vulpes lagopus*). *Environmental science & technology* 48: 11654-61.

Aaserød MI (red.) 1997. Oljeleting i det nordlige Barentshavet: sammenfatning av mulige virkninger for miljø, naturressurser og samfunn. Oslo: Olje- og energidepartementet. 121 s.

12 Vedlegg

12.1 Bestilling fra Sysselemanden på Svalbard



Norsk Polarinstitut
post@npolar.no

**SYSSELMANNEN
PÅ SVALBARD**

**GOVERNOR OF SVALBARD
ГУБЕРНАТОР СВАЛЪБАРДА**

Vår saksbehandler:
Gunhild Lutnæs
79024318

Vår dato:
12.04.2016
Deres dato:

Vår ref: (bes oppgitt ved svar)
2016/00367-1
a.519
Deres ref:

Bestilling av kunnskapsgrunnlag for utarbeidelse av forvaltningsplaner for nasjonalparkene på Sentral-Spitsbergen, Festningen geotopvernområde og mellomliggende ikke-vernedede arealer på det sentrale Spitsbergen, samt Ossian Sars naturreservat

I tildelingsbrev fra Miljøverndepartementet i 2009 ble Sysselmannen gitt i oppdrag å starte arbeidet med å utarbeide forvaltningsplaner for de store verneområdene på Svalbard. I oppdragsbrev datert 03.06.09 framgår det at det skal utarbeides forvaltningsplaner for både vernedede og ikke-vernedede områder på det sentrale Spitsbergen. I tildelingsbrevet fra Justis- og beredskapsdepartementet og Klima- og miljødepartementet for 2016 framgår det at Sysselmannen skal bestille kunnskapsgrunnlag for arbeidet med forvaltningsplaner for nasjonalparkene på Sentral-Spitsbergen (Nordre Isfjorden, Sassen-Bünsow Land, Indre Wijdefjorden og Nordenskiöld Land) og Festningen geotopvernområde. Kunnskapsgrunnlaget skal også omfatte mellomliggende ikke-vernedede arealer på det sentrale Spitsbergen som grunnlag for å vurdere brukerbehov også innenfor disse områdene. Sysselmannen ønsker også at kunnskapsgrunnlag for Ossian Sars naturreservat inngår i bestillingen.

Sysselmannen legger til grunn at forvaltningsplanene ikke skal omfatte planområdene.

En forvaltningsplan skal klargjøre, utdype og konkretisere verneforskriftene for den praktiske og daglige forvaltningen. Planen skal gi oversikt over dagens kunnskap om verneverdier og brukerinteresser. Den skal blant annet beskrive forvaltningsmål, retningslinjer for Sysselmannens saksbehandling og dispensasjonspraksis, og lage handlingsplan for tiltak for å fremme verneformålet. Planen skal legge til rette for en forutsigbar og kunnskapsbasert forvaltning.

I tråd med oppdragsbrevet i 2009 skal forvaltningsplanene mer konkret også bidra til å:

- sikre helhetlig styring av ulike former for ferdsel og slik begrense samlet belastning på miljøet i tråd med verneformålene.
- kartlegge behov for bedre tilrettelegging for ikke-motorisert reiseliv og friluftsliv og legge til rette for gode rammevilkår for dette
- håndtere arealbrukskonflikter med tanke på motorferdsel
- avklare hva som er akseptabel belastning og risiko som følge av lokal virksomhet

Sysselmannen har i forbindelse med igangsettingen av arbeidet med forvaltningsplanen behov for kunnskapsgrunnlag som omfatter:



1. Fauna

Vi ønsker mest mulig detaljerte, relevante og kvalitetssikrede data om:

- Hekkeplasser for andefugler og gjess (ringgås er av særlig interesse)
- Myteområder for andefugler og gjess
- Hekke- og rasteområder for vadere
- Hekkekolonier for sjøfugl inkl. ismåke og sabinemåke og viktige leveområder utenfor hekkesesongen
- Leveområder og kasteområder for storkobbe og ringsel
- Leveområder og kasteområder for steinkobbe
- Eventuelle leveområder for grønlandssel
- Leveområder og liggeplasser for hvalross
- Hiområder og trekkruter/ områder for isbjørn
- Fjellrevhi og viktige leveområder for fjellrev
- Viktige områder for svalbardrein
- Viktige områder for rype
- Vassdrag med røye
- Forekomst av hval
- Avgrensning av viktige hekke-, nærings- og myteområder for fuglearter ikke nevnt over
- Utbredelse av fremmede arter

Det er ønskelig med informasjon om tidsrom for når de ulike lokalitetene er i bruk.

Vi ønsker også en sammenstilling av status for høstbare arter.

Vi ønsker videre generelle vurderinger av sårbarhet for ferdsel knyttet til ulike arter og vurderinger av hvilke konkrete områder/lokaliteter som har arter som er sårbare for menneskelig ferdsel. I den grad det er mulig og faglig forsvarlig, ønsker vi også sårbarhetsvurderinger på populasjonsnivå i tillegg til sårbarhetsvurderingene for enkeltidivider av aktuelle arter.

2. Flora

Vi ønsker en oversikt over eksisterende kunnskap om vegetasjon, naturtyper og sjeldne, sårbare og rødlistede plantearter og naturtyper i de enkelte verneområdene og mellomliggende arealer, samt eventuelle fremmede arter.

For Nordre Isfjorden må det være egen avgrensning av områder med tykke torvavsetninger.

Vi ønsker også generelle vurderinger av sårbarhet knyttet til ulike naturtyper, og forekomst av rødlistearter, og eventuelle vurdering av hvilke konkrete områder/lokaliteter som har vegetasjon/flora som er sårbare for menneskelig ferdsel.

3. Landskap

Vi ønsker en kartlegging og avgrensning av landskapstyper, samt viktige landskapselement. Kartleggingen må baseres på NiN.

4. Geologi

Vi ønsker en oversikt med avgrensning av geologiske verneverdier med interessante berggrunns- og kvartærgeologiske formasjoner og forekomster, samt forekomster av fossiler.



5. Marine verdier

Vi ønsker en oversikt over marine områder med høy verdi (arter, naturtyper), og vurdering av eventuell sårbarhet for disse. Vi ønsker en kartfestet avgrensning av områder med høy verdi.

For Indre Wijdefjorden ønskes en vurdering av økologisk tilstand.

6. Sårbarhetsvurderinger

Vi ønsker en sammenstilling av tidligere undersøkelser, der det framgår hvilke konkrete deler av verneområdene og mellomliggende arealer som med hensyn til flora, fauna, landskap og geologi anses som mest sårbare for menneskelig ferdsel og aktivitet. Sammenstillingen skal ta for seg ulike typer ferdsel og aktivitet, med angivelse av hvilke deler av året der menneskelig ferdsel og aktivitet kan ha ulik effekt. Begrunnelse, og dokumentasjon som er lagt til grunn for de ulike vurderingene må fremkomme tydelig.

Sammenstillingen må svare på om det er særskilte lokaliteter som krever spesifikk veiledning for ferdsel, og om det eventuelt er behov for stedsspesifikke retningslinjer.

Dersom det er behov for nye vurderinger må dette framgå.

7. Miljøgifter

Vi ønsker en beskrivelse av status for kunnskap om forekomst av miljøgifter, både langtransportert forurensning og eventuelle lokale kilder. Miljøgifter i utslipp fra skipstrafikk må omtales spesielt.

8. Klima

Vi ønsker en sammenstilling av tilgjengelig, oppdatert kunnskap om endringer og konsekvenser av forventende endringer.

9. Reiseliv og ferdsel

Vi ønsker en oversikt over ferdsel, med statistikk over typer av ferdsel til ulike områder og i ulike perioder av året.

Så langt det er mulig, ønsker vi at det redegjøres for arealbrukskonflikter, med spesiell fokus på konflikter mellom dyre- og planteliv og menneskelig aktivitet og konflikter mellom motorisert og ikke-motorisert friluftsliv/ferdsel.

Kunnskap som er relevant for et økosystembasert perspektiv i forvaltningsplanen er også ønskelig.

I de tilfeller Sysselmannen sitter på informasjon som er nyttige for NPs sammenstillingsarbeid, vil vi selvsagt gjøre disse tilgjengelige.

Ettersom bestillingen gjelder både vernede og ikke-vernede områder er det viktig at informasjon så langt som mulig er stedfestet og at det tydelig framgår hvilke områder som inngår i de ulike vurderingene. Generelle vurderinger som gjelder alle områdene vil i mange tilfelle være av liten nytteverdi for forvaltningen. Vi ønsker derfor mest mulig konkrete vurderinger av enkeltområder.

Leveranse

Kunnskapsgrunnlaget skal både fremkomme som rapporter med gode oppsummeringer, og som tilgjengelige stedfestede digitale filer i sosi eller shape-format, eventuelt geodatabaser, der registreringene er angitt med datering og kilde. Det er i tillegg ønskelig med mest mulig utfyllende bakgrunnsinformasjon samt litteraturoversikt. Vi legger til grunn leveranse innen 1. april 2017 jf. Klima- og miljødepartementets tildelingsbrev til Norsk polarinstitutt for 2016.



Vi ser at det kan være behov for et møte/telefonmøte der vi i sammen går i gjennom bestillingen.

Med hilsen

Knut Fossum
miljøvernsjef

Gunhild Lutnæs
naturvernrådgiver

Dokumentet er godkjent elektronisk, og har derfor ikke håndskreven signatur

Kopi på e-post til
Klima- og miljødepartementet - postmottak@kld.dep.no
Miljødirektoratet – post@miljodir.no

12.2 Norut-rapport på arealbruk

FERDSEL PÅ SENTRAL-SPITSBERGEN

Forstudie om arealbrukskonflikt mellom motorisert og ikke-motorisert ferdsel.



Forfatter: Ingvild Nylund

PROSJEKTNAVN: Arealbrukskonflikt Svalbard

Prosjektnr.: 03/16

OPPDRAGSGIVER(E): Norsk Polarinstitutt v/ Nina Mari Jørgensen

ISBN: 978-82-7492-346-1

ISSN 1890-5218

TITTEL: Ferdsel på Sentral-Spitsbergen. Forstudie om arealbrukskonflikt mellom motorisert og ikke-motorisert ferdsel på Svalbard.

FORFATTER(E): Ingvild Nylund

Kvalitetssikrer: Arild Buanes

Forsidefoto fra pixabay.com

Emneord: Svalbard, Arktis, Reiseliv, Arealbrukskonflikt.

Noter:

UTGIVER: Norut

Innhold

1. Innledning med begrepsavklaringer og begrensninger	Side 2
2. Svalbard, reiseliv og friluftsliv	Side 5
3. Arealbrukskonflikt	Side 8
4. Dokumentasjon – hva finnes?	Side 11
5. Snøscooter og hundeslede – kilde til konflikt?	Side 13
6. Funn og vurdering	Side 15

Litteraturliste

Vedlegg

1 INNLEDNING

På oppdrag fra Norsk Polarinstitutt skal denne forstudien:

- Redegjøre for hva slags dokumentasjon og data som bør være på plass for å kunne gjøre en tilfredsstillende analyse eller vurdering av arealbrukskonflikt når slik analyse skal brukes som grunnlag for å vurdere evt. forvaltningstiltak.
- Inneholde en strukturert oversikt over eksisterende dokumentasjon og datagrunnlag for tematikken for det aktuelle området på Svalbard.
- Vurdere om dette grunnlaget er tilstrekkelig for å gjennomføre en robust analyse for angitt område på Svalbard/ anbefale hva som må til for å fremskaffe nødvendig informasjon og data dersom kunnskapsgrunnlaget anses som utilstrekkelig.

BEGRENSNINGER OG BEGREPSAVKLARINGER

Forstudien/notatet tar for seg motorisert og ikke-motorisert ferdsel innenfor et gitt område på Svalbard (se kart neste side), samt om det i dag eksisterer en arealbrukskonflikt mellom de ulike brukerne av området. En fullstendig kartlegging av en eventuell konflikt vil ikke være mulig innenfor rammene av denne forstudien, men den vil kunne gi en indikasjon på grad av konfliktnivå.

Utfart både med motoriserte kjøretøy og ikke-motoriserte framkomstmidler er i stor grad knyttet til reiselivsindustrien, og notatet konsentrerer seg derfor i størst grad rundt reiselivsnæringens bruk av området. I tillegg til turister bruker også lokalbefolkningen, inkl. studenter ved UNIS, området til friluftaktiviteter.

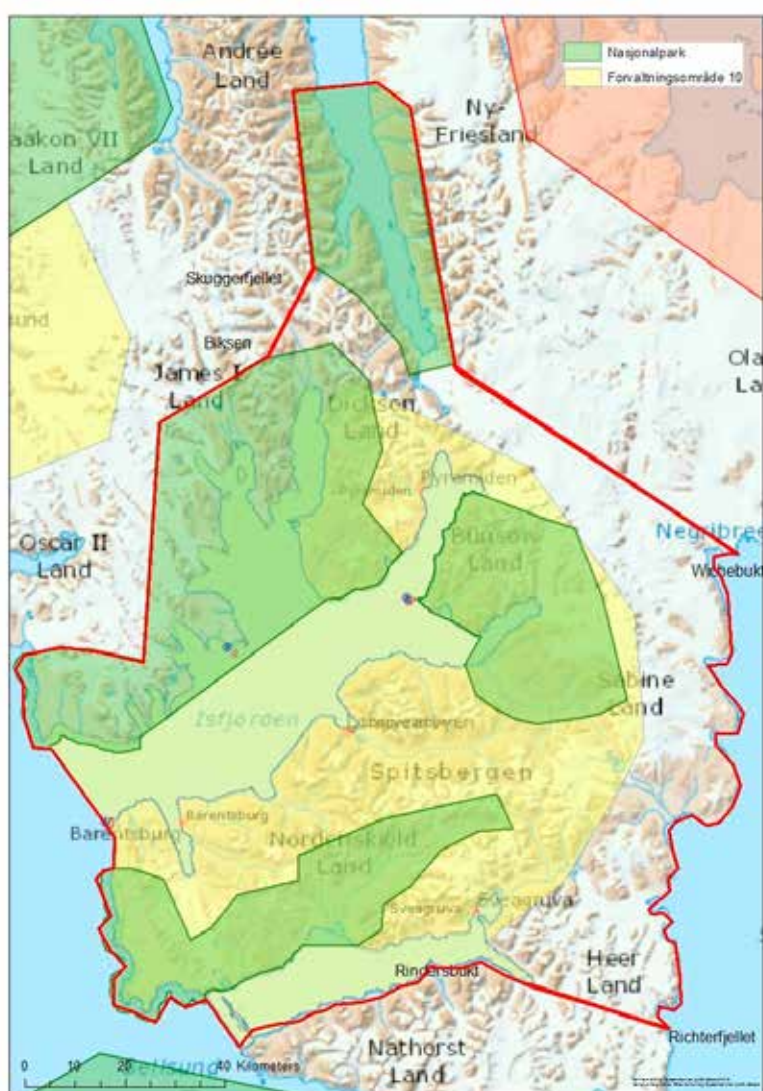
Motorisert ferdsel begrenses hovedsakelig til snøscooterkjøring i denne forstudien. Dette med bakgrunn i at det er denne formen for utfart som har størst potensiale for konflikt med ikke-motorisert ferdsel. Under begrepet snøscooterkjøring tar vi også inn aktiviteter der scooter kun delvis benyttes, for eksempel der scooteren brukes for persontransport inn til et gitt område, mens hovedmålet med turen er å gå på ski. Motorisert ferdsel i området utover scooterkjøring kan være for eksempel helikopterlandinger og anløp med båt.

Ikke-motorisert ferdsel begrenser seg hovedsakelig til ferdsel med hundespann. Det aktuelle området ligger for langt unna bebodde områder til at det er «rene» skigåere der, det benyttes scooter for å komme seg inn i terrenget.

Vi vil i notatet se på om det foreligger kilder som indikerer en arealbrukskonflikt mellom brukerne av området, henholdsvis mellom brukere av motoriserte og ikke-motoriserte framkomstmiddel. En eventuell konflikt mellom ferdsel og miljøvern hensyn og/eller kulturminner er ikke et tema i dette notatet. Ettersom motorferdsel med scooter begrenser seg til vinterføre er det utfart og eventuell konflikt på vinterføre som er vårt hovedfokus.

På de to neste sidene redegjøres for det geografiske området for studien gjelder for. Områdekartet (kart 1) er et utkast og er kun ment veiledende. Videre i notatet omtales gjeldende område som Sentral-Spitsbergen.

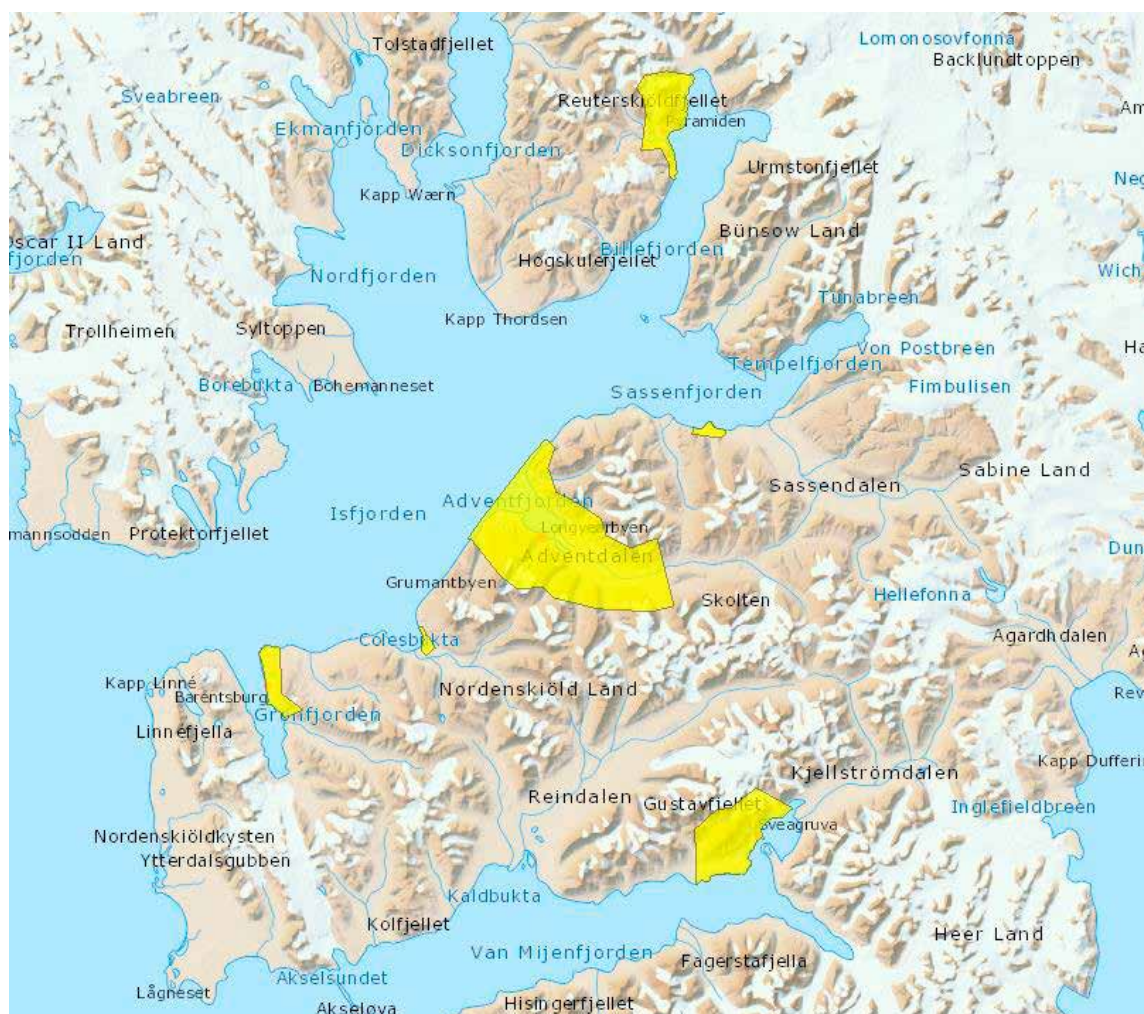
Kart 1: Områdekart. Arealene notatet redegjør for er innenfor rød linje på kartet:



Figur 1.1: Områdeavgrensning, utkast¹

¹ Kart fra Norsk Polarinstitutt.

Kart 2: Begrensninger. Notatet inkluderer etter avtale ikke planområdene for Longyearbyen, Pyramiden, Barentsburg og Svea (markert med gul farge på kartet):



Figur 1.2. Områder unntatt fra studien¹

Friluftsliv i seg selv inneholder mange aspekter, og det kan være vanskelig å gi en eksakt definisjon av begrepet. I Stortingsmelding nr.18 (2015-2016) defineres friluftsliv slik: *Friluftsliv er opphold og fysisk aktivitet i friluft i fritiden med sikte på miljøforandring og naturopplevelse.*

Definisjonen er uforandret fra den første Stortingsmeldingen om friluftsliv som kom i 1987. Stortingsmelding nr. 18 sier videre at motorisert ferdsel ikke omfattes ikke av friluftsbegrepet ut fra denne definisjonen, men for enkelhets skyld tar vi med motorisert aktivitet inn under definisjonen av *friluftsliv* i denne forstudien.

¹ Kart fra Norsk Polarinstitutt.

I en så pass liten forstudie som dette er det ikke rom for å gå dypt inn i detaljer. Det er derfor til en viss grad vanskelig å skille knivskarpt mellom de unntatte planområdene og områdene rundt fordi det i statistikk m.m. i hovedsak ikke skilles mellom de ulike områdene. I den grad det er mulig har vi forsøkt å holde planområdene utenfor forstudien. Informantene er gjort oppmerksom på at planområdene er unntatt studien når vi har snakket med dem. Hovedsakelig er det slik at selve kjøreturene både med scooter og hund, foregår utenom planområdene. Vi har derfor valgt å holde størst fokus på denne aktiviteten. Planområdene, f.eks. Pyramiden og Svea fungerer i større grad som stoppeplasser eller «mål» for turen. Vi velger å sette «mål» i gåseøyne ettersom turen/transportetappen også ofte i stor grad er et mål i seg selv.

2 SVALBARD, REISELIV OG FRILUFTSLIV

De polare områdene har de siste årene fått mer oppmerksomhet enn noen gang tidligere, og rollen turismen spiller i dette blir stadig mer anerkjent i følge Hall og Saarinen (2010). Artikkelforfatterne hevder videre at turisme kan ses på som en relativt mild form for økonomisk utbytte av arktiske strøk, sammenlignet med for eksempel mer inngripende virksomhet, som energi- og mineralleting. Meld.St.32, som omhandler Svalbard, slår fast at reiselivsvirksomhet er et av områdene som kan bidra til at Longyearbyen også fremover vil være et levedyktig lokalsamfunn av høy kvalitet. For å tilrettelegge for videre utvikling innen reiselivet påpeker meldingen viktigheten av å gi aktørene gode og forutsigbare rammebetingelser framover.

Også på Svalbard merkes den økende interessen for vinter- og nordlysturisme, men øygruppa har turister gjennom hele året. Økt interesse kombinert med økende satsning på reiseliv har ført til at stadig flere turister oppsøker Svalbard. I 2015 hadde hotell, pensjonat og camping til sammen 131.154 gjestedøgn¹. Til sammenligning var antall gjestedøgn 92.000 i 2008. Øygruppa er et av de lettest tilgjengelige arktiske områdene i verden og står dermed i en særstilling (Overrein, 2001). De fleste turistene i dag er nordmenn, men antall utenlandske turister er økende og det offentlige oppfordrer til økt satsing i det utenlandske markedet (SSB,2014/Meld.St.32). Turismen generer arbeidsplasser og inntekter på øygruppa. I 2014 sysselsatte reiselivsnæringen direkte 194 personer og bidro til ytterligere 103 årsverk i avledet virksomhet (Meld.St.32, s.18). Næringen omsatte direkte for ca. 363 mill.nok og bidro til omsetning i lokale kjøp for ca 137 mill.nok.

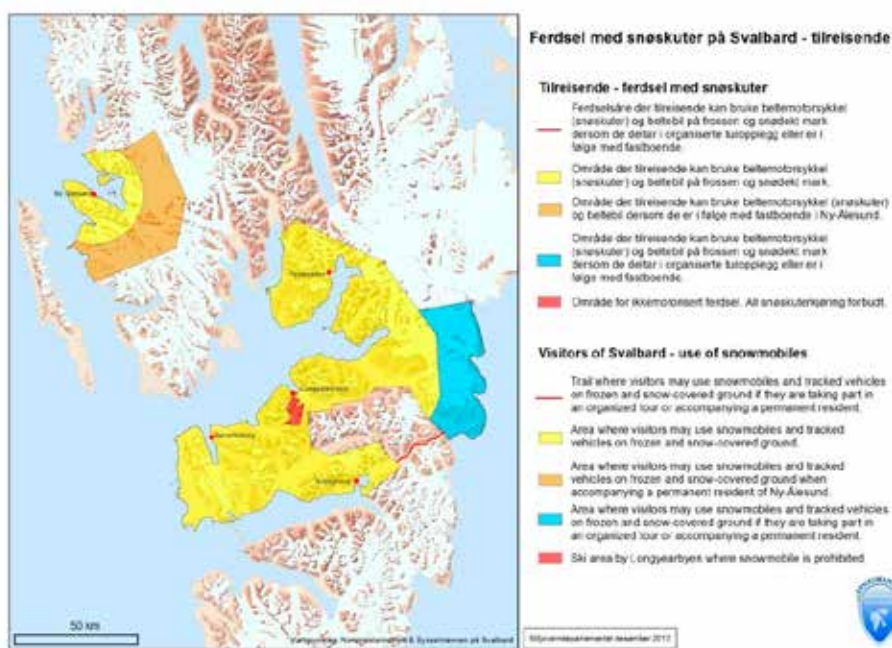
Den stadig stigende interessen for friluftsliv på øygruppa kan gi økt press på tilgjengelige naturområder. Dette er et potensiale for interessekonflikt mellom de ulike typer brukere. Enkelte ser snøscooter som et godt hjelpemiddel til å kunne komme seg

¹ Statistikk fra Svalbard Reiseliv AS

ut i «villmarka». Det kan også gi stor frihetsfølelse å suse av sted over hvite vidder, og man kan forflytte seg relativt raskt over lengre etapper. Men man bestemmer ikke helt selv. Snøscooterkjøringen reguleres gjennom *Forskrift om motorferdsel på Svalbard*. Forskriftens §1 sier:

Denne forskrift har til formål å regulere bruk av motorkjøretøy og luftfartøy ut fra et samfunnsmessig helhetssyn, herunder allmennhetens opplevelse av Svalbards villmark, med sikte på å verne om Svalbards naturmiljø.

Et av formålene er altså å ivareta den unike opplevelsen av villmark som Svalbard har å by på. De store og tilnærmet uberørte områdene er noe unikt, det er få tilgjengelige steder i verden som kan gi samme opplevelsen. Det er nesten uten unntak forbudt å bruke motoriserte kjøretøy på bar eller tint mark på Svalbard. Motorisert ferdsel begrenser seg dermed i stort grad til områder med snø- og isdekke, også dette må skje innenfor gitte rammer fastsatt i forskriften (§8). Visit Svalbard tilbyr organiserte turer til tilreisende, enkelte leier også scooter på egen hånd. Turister har større begrensninger i adgang til motorisert ferdsel enn fastboende¹:



Figur 2.1 Områder der tilreisende har lov til å benytte motorisert kjøretøy. Merk at enkelte områder kun i følge med fastboende eller i organiserte turopplegg.

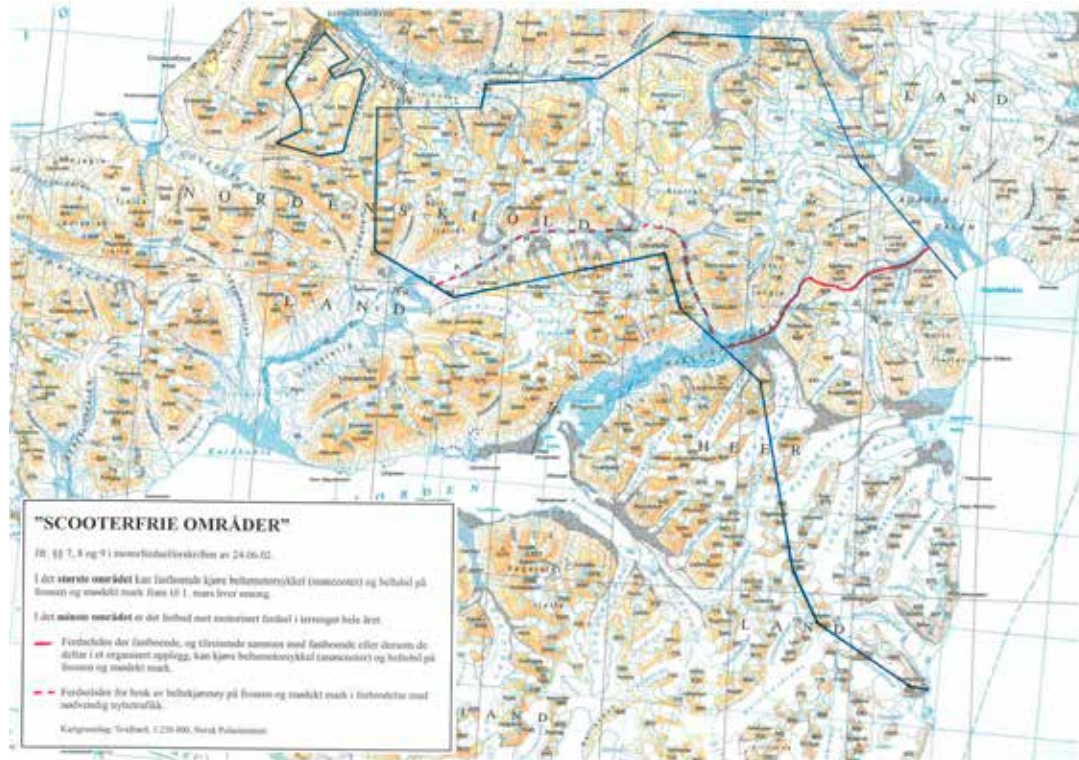
Arealer avsatt til ikke-motorisert ferdsel

Noen forbinder det arktiske landskapet med ro. De ønsker i større grad stillhet og en saktere opplevelse. De velger gjerne hundespenn som framkomstmiddel. Hundesledeturer tilbys turistene på vinterstid, i begrenset omfang også på sommeren, da

¹ Kart fra Sysselmannen.

med slede på hjul. Sommerturene går langs vei. På vinteren velger mange hundespenn å følge scooterspor når de kjører på tur, fordi det er lettere å kjøre i sporene enn utenom.

To områder i det aktuelle området for denne studien er helt eller delvis sperret for motorisert ferdsel:



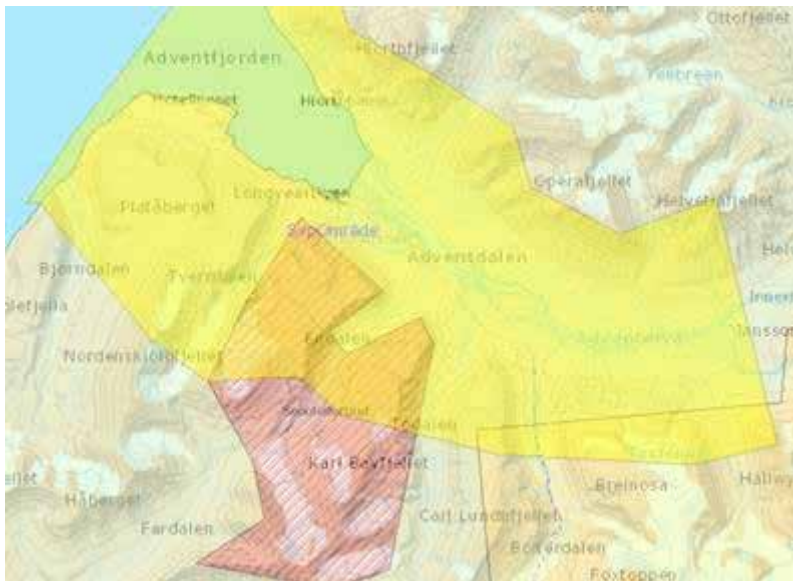
Figur 2.2 Områder helt eller delvis stengt for motorisert ferdsel inntegnet med blå, tykk strek¹.

Det minste området ligger like ved Longyearbyen og er sperret for motorisert ferdsel hele året. Ca 40-50% av området dekkes av planområdet for Longyearbyen.

Det andre området er relativt stort og strekker seg fra Adventdalen og helt over til østkysten av Spitsbergen². En liten flik av området dekkes av planområdet for Longyearbyen, men i all hovedsak ligger området utenfor. Området er delvis sperret for motorisert ferdsel. Innbyggere på Svalbard har lov til å kjøre scooter og beltebil i området fram til 1.mars hver sesong. Det går en scooterløype gjennom området som brukes til nyttetraffikk. I tillegg går det en scooterløype tvers over området, mellom Kjellstrømdalen og Agardhdalen. Denne løypa kan benyttes av fastboende, og tilreisende i følge med fastboende eller som deltaker i et organisert opplegg. Den løypa kan for eksempel brukes når man skal inn eller ut av Sveaområdet (eget planområde). Disse to løypene er inntegnet på figur 2.2 i med rød, tykk strek. Figur 2.3 viser hvor stor del av områdene som dekkes av planområde Longyearbyen.

¹ Kart utarbeidet av Norsk Polarinstitutt.

² <http://www.syssemmannen.no/Naringsliv/Motorferdsel/> 06.12.16



Figur 2.3 Deler av de ikke-motoriserte områdene (rød og orange) dekkes av planområdet for Longyearbyen (gul)¹.

I 2015 var det registrert ca 2100 snøscootere på Svalbard². Antall snøskutere har økt kraftig fra 1973 da registreringen startet. I dag er det flere kommersielle aktører som tilbyr turer med snøscooter eller med hundeslede på Svalbard. Turene varierer fra et par timer og opp til flere dager med innlagt overnatting³. På sommeren er det båtturene som trekker flest turister, i tillegg tilbys fotturer, bruk av kajakk og hundeslede på hjul, for å nevne noe. Reiselivet på Svalbard har generelt et rikholdig utvalg av tilbud tilreisende kan velge i, ferdige pakker eller skreddersydde opplegg tilpasset den enkelte turist/turistgruppe. De senere årene har særlig reiselivstilbud basert på trekkhunder vært økende (Meld.St.32). I Stortingsmeldingen oppfordres det til stimulering av økt bruk av det scooterfrie området.

3 AREALBRUKSKONFLIKT

En arealbrukskonflikt oppstår gjerne på bakgrunn av de ulike brukernes motstridende interesser innenfor et gitt område. Konflikten kan være gjennomgripende eller dreie seg om enkelte fragmenter. Partene kan for eksempel være enige om vern, men legger ulikt innhold i hva «vern» skal være. Vi presenterer i dette avsnittet kort et par teorier som eksempler på mulige innfallsvinkler i et analysearbeid.

Tilbake i 1973 hevdet Knopp og Tyger at en konflikt mellom snøscooterkjørere og skigåere (ikke-motorisert) er mer enn kun en kamp om arealene. De ulike formene for

¹ Kart tilsendt fra Sysselmannen.

² <http://www.mosj.no/no/pavirkning/ferdsel/snoskuter.html> 07.11.2016

³ <http://www.visitsvalbard.com/no/Vinter/Ekspedisjoner> 14.11.2016

aktivitet hevder de kan knyttes opp mot ulike sosiale grupperinger, og en konflikt kan dermed også gjenspeile grunnleggende forskjeller i holdning til miljø og offentlig områdeforvaltning. Knopp og Tyger finner i sin undersøkelse en betydelig forskjell i holdning mellom scooterkjørere og skigåere, og spør seg om holdningene påvirker valg av aktivitet. I så fall, hevder de, gjør turoperatører lurt i å følge med på kulturelle trender heller enn kun å fokusere på hva som er populært akkurat i øyeblikket.

Man skal ha i bakhodet at artikkelen til Knopp og Tyger er over 40 år gammel, og både kulturelle og akademiske trender har endret seg siden den gang. Men også i dag er det allment akseptert at hvilket sosialt lag vi tilhører kan påvirke holdninger og verdivalg, noe det er verdt å huske på når en konflikt skal analyseres. Den kan ha flere nivåer enn det man ser ved første øyekast.

Ostroms typologi over goder, basert på delbarhet og ekskluderbarhet kan også være et hjelpemiddel til å kategorisere om goder, for eksempel friluftsopplevelser, er delbare eller ikke. Et gode er delelig dersom en persons bruk eller konsum av godet gjør det utilgjengelig for andre. (Haugset, 2011). Ekskluderbarhet gjør der mulig å stenge andre ute fra bruken av godet:

Goder	I hvor stor grad er godet delelig (subtractable)?		
I hvor stor grad er det mulig å ekskludere andre fra bruk?		<i>Lav</i>	<i>Høy</i>
	<i>Lav</i>	Offentlige goder	Felleslagergoder
	<i>Høy</i>	Klubbgoder	Private goder

Tabell 3.1 Ostroms typologi over goder (Haugset 2011, hennes oversettelse).

Naturopplevelser i rekreasjonssammenheng er et offentlig gode, en persons konsum vil i utgangspunktet ikke forringe eller true andres opplevelser (Haugseth, 2011). Men for å kunne bruke naturen som rekreasjon er betingelsen at man fysisk er til stede i landskapet. Dersom for mange konsumenter er i landskapet samtidig, kan alle konsumentene få forringet sin opplevelse. Opplevelsen av eksklusivitet forringes og de kan komme i konflikt med hverandres preferanser. Det er dette vi kan tenke oss kan skje dersom for mange scooter- og sledeturister presses inn på samme område samtidig. For eksempel vil en som ønsker å oppleve landskapets stillhet få forringet denne opplevelsen dersom stillheten brytes av motorlyd.

Modellen er også videreutviklet i Berges typologi over goder som skapes med basis i landskap. Berges typologi kan anvendes som et analytisk verktøy for å se på ulike konfliktlinjer for eksempel i utmarksbruk (Haugset, 2011).

	Tilegner/ produsent i området nødvendig	Tilegner/ produsent i området ikke nødvendig
Rivalisering om fordeler	Landskapet produserer varer eller fasiliteter som kan nytes utenfor landskapet. Vedvarende menneskelig aktivitet i området er nødvendig for produksjonen.	Landskapet produserer varer eller fasiliteter som kan nytes utenfor landskapet. Menneskelig aktivitet i området ikke nødvendig for produksjon.
Ikke rivalisering om fordeler	Landskapet produserer varer eller fasiliteter som kun kan nytes i landskapet. Vedvarende menneskelig aktivitet innenfor området er nødvendig for produksjonen.	Landskapet produserer varer eller fasiliteter som kan nytes overalt. Menneskelig aktivitet i området ikke nødvendig for produksjon.

Tabell 3.2 Berges typologi over goder (vår oversettelse).

Modellene kan benyttes som et utgangspunkt for å sortere/ tydeliggjøre hvilke goder Sentral-Spitsbergen har å by på, samt hva der er som utløser/kan utløse en eventuell arealbrukskonflikt. Det er ikke nødvendigvis slik at alle Sentral-Spitsbergens natur- og opplevelsesgoder direkte passer inn i modellene slik de framstår her, de er tenkt som et mulig grunnlag for videre bearbeidelse.

Det finnes ingen fasit på hvordan en arealbrukskonflikt skal analyseres. Det kan gjøres på flere måter og med ulike innfallsvinkler. Men enkelte momenter bør være på plass for å kunne gjøre en god nok jobb. Følgende er et forsøk på en kortfattet oversikt over faktorer som bør være på plass for å kunne gjøre en analyse av arealbrukskonflikt mellom motorisert og ikke-motorisert ferdsel når slik analyse skal brukes som grunnlag for å evaluere evt. forvaltningstiltak:

- Det bør innhentes informasjon om området og gjennomføres en kartlegging av hvem som er brukerne av det aktuelle området, mengde av bruk (antall brukere/hvor hyppig er området i bruk), samt hvordan området benyttes (ski, scooterkjøring, overnatting, osv). Eksempel: Hvilke ruter er i bruk, hvor mange brukere på hver enkelt rute, er bruken sesongbasert, osv. Informasjonen kan innhentes gjennom for eksempel dokumentstudier og intervju med relevante informanter.
- Det bør innhentes informasjon om hva det er som gjør området attraktivt for brukerne (for eksempel tilgjengelighet, kjøreforhold, utsikt, osv). Denne informasjonen kan innhentes for eksempel gjennom intervju med relevante informanter og studie av mediedebatter. Motstridene interesser bør avdekkes for

å kunne definere hva som er kjernen i konflikten, registrere og gjenkjenne argumentene fra begge sider.

- Det kan på bakgrunn av innhentet informasjon utarbeides et forslag til løsning på konflikten, eventuelt foreslå momenter som kan bidra til større forståelse for hverandres syn og interesse.

4 DOKUMENTASJON – HVA FINNES?

I tabell 1 har vi satt inn en oversikt over tilgjengelig skriftlig informasjon vi har registrert på nåværende tidspunkt. Informasjonen er innhentet fra Norsk Polarinstitutt, Visit Svalbard, Sysselmannen og SSB. Ettersom det kan eksistere informasjon vi ikke har fått tilgang til, tar vi forbehold om at tabellen ikke nødvendigvis er fullstendig uttømmende.

Tabell 1			
Skriftlig dokumentasjon ang. motorisert og ikke-motorisert ferdsel på Svalbard (fokus friluftsliv).			
Nr	Dokument	Beskrivelse	Merknad/ Kilde
1	Statistikk fra Svalbard Reiseliv AS	*Utvikling i kommersielle gjestedøgn per måned, 2008-2015. *Antall ankomne gjester til hotell og gjestehus + beleggsprosent. *Gjestedøgn per nasjon *Gjestedøgn per segment *Ankomster LYR. *Overnattingskapasitet Svalbard . *Utvikling i feltdøgn.	Kilde: Svalbard Reiseliv AS
2	Kart over snøskutertraséer	Snøskutertraséer (sammenstilling av kjent informasjon) *Vanlig trasé for organiserte turer *Andre vanlige traséer *Trasé som er brukt i mindre grad *Trasé brukt før 1. mars *Trasé brukt ved sjøis	Kilde: Norsk Polarinstitutt

3	«Kopi av Tabeller og figurer 2015» ¹	Samling tabeller og statistikk bl.a: *Feltdøgn ikke-motorisert ferdsel *Feltdøgn hundespann *Feltdøgn snøskuter organisert ferdsel *Individuell utleie snøskuter *Ilandstigninger *Personbesøk	Kilde: Norsk Polarinstitut (Excel)
4	«Datamashup»	Kart over ilandstigningssteder og skuterløyper	Kilde: Norsk Polarinstitut
5	Oversikt alle helikopterlandinger Svalbard (og omegn)	*Helikopterlandinger 2015 (kart) *Verneområder og helikopterlandinger 2015 (kart) *Alle landinger 2015 (excel)	Kilde: Norsk Polarinstitut
6	Kart over helt eller delvis scooterfri områder Kart over områder med turistkjøring.		Kilde: Sysselmannen
7	Diverse dokumentasjon		Sysselmannen sitter på en del informasjon, deler av dette er pr. i dag ikke sortert.
8	Nettside: MOSJ/ Miljøovervåkning Svalbard og Jan Mayen	Fokus på miljøinformasjon som er strategisk viktig for politikere og forvaltning	http://www.mosj.no/no/pavirking/ferdsel/
9	Nettside: Div. kart over Svalbard (nettlink)		http://www.npolar.no/no/tjenester/kart/
10	Nettside: Utflukter – Visit Svalbard	Oversikt over utflukter som tilbys kommersielt	http://www.visitsvalbard.com/no/Sommer http://www.visitsvalbard.com/no/Vinter

¹ Fullstendig oversikt over innhold ligger i Vedlegg 1.

11	Nettside: Div. statistikk. Heftet «Dette er Svalbard 2014»	SSB sitter på en del statistikk, bl.a *nøkkeltall for Svalbard *næringer på Svalbard *omsetning etter næring *det gis også mulighet til å lage egne tabeller i statistikkbanken. På nettsiden finnes nedlastningslink til heftet «Dette er Svalbard 2014».	http://www.ssb.no/ Statistikkbank: https://www.ssb.no/statistikkbanken/selectvarval/Define.aspx?subjectcode=&ProductId=&MainTable=Svalbard2&nvl=&PLanguage=0&nyTmpVar=true&CMSSubjectArea=virkksomheter-foretak-og-regnskap&KortNavnWeb=sts&StatVariant=&checked=true Hefte: https://www.ssb.no/befolkning/artikler-og-publikasjoner/dette-er-svalbard-2014
12	Regulering av snøscooterkjøring	Forskrift om motorferdsel på Svalbard	https://lovdata.no/dokument/SF/forskrift/2002-06-24-723

Tabell 1 viser at det foreligger gode data på bruk av området inkludert utviklingen innen snøscooter- og sledeutflukter. Det samme gjelder for antall tilreisende pr.år. Mye av informasjonen gjelder for Svalbard generelt, men det meste av aktiviteten foregår innenfor angitte område og tallene gir derfor likevel en god pekepinn på aktiviteten her.

5 SNØSCOOTER OG HUNDESLEDE – EN KILDE TIL KONFLIKT?

Med økende reiselivsvirksomhet og økende antall scootere og hundesleder ligger mye til rette for et økende konfliktnivå. Vi har i forbindelse med denne forstudien gjennomført fire intervjuer: Svalbard Reiseliv, Sysselmannen, en aktør innen scooterturisme (Better Moments) og to aktører innen hundesledeturisme (Svalbard Villmarkssenter og Green Dog).

Informantene i Svalbard Reiseliv og hos Sysselmannen har inntrykk av at det er svært lite konflikt mellom de ulike aktørene i dag, til tross for økning både i antall snøskutere, hundespann og turister på øygruppa, mange av disse innad i analyseområdet. En av

årsakene til dette oppgis å være de store arealene som er tilgjengelig, samt at det er avsatt egne områder forbeholdt ikke-motorisert ferdsel. Ordningen er likevel ikke statisk og deler av næringen, spesielt en av de store reiselivsaktørene, ønsker seg nå flere områder forbeholdt ikke-motorisert ferdsel. Det er også levert inn forslag om å innskrenke perioden med scooterkjøring i det delvis scooterfrie området fra 1.mars til 1.februar. Informantene tror ikke et evt. vedtak om utvidede områder vil bidra til å heve konfliktnivået i særlig grad. Tilbake på 90-tallet eksisterte det en viss interessekonflikt mellom utøvere av motorisert og ikke-motorisert ferdsel, informantene mener dette i stor grad er løst i dag.

Når vi snakker med reiselivsaktørene direkte gir de et noe mer nyansert bilde, selv om hovedinntrykket fortsatt generelt er at konfliktnivået mellom aktørene er lavt. Uttalelsene fra våre to informanter blant reiselivsaktørene er ikke nødvendigvis representative for samtlige reiselivsaktører, men tyder på at det er et greit samarbeidsklima mellom de to aktørgruppene.

Informanten i Better Moments forteller at de i friluftsmiljøet generelt har gjensidig respekt for hverandre og hverandres aktiviteter. Miljøet er åpent og de deler informasjon. Men informanten legger ikke skjul på at det er individuelle forskjeller i miljøet og at enkelte lettere lar seg irritere enn andre. Scooterførerne forsøker å ta hensyn til hundekjørerne når de møtes ute i terrenget. For eksempel dersom scooter og slede møtes i et scooterspor er det innarbeidet praksis at scooteren svinger av og finner seg en ny trasé.

Informanten i Green Dog støtter opp om dette, de opplever ikke konflikt i forhold til scootertrafikken. Svalbard Villmarkssenters representant snakker ikke så mye om den enkelte scooterkjører, men løfter problematikken opp på et mer overordnet nivå. Hun mener myndighetene i for stor grad tilrettelegger for scootertrafikk for de store scooteraktørene, og ikke følger opp egne intensjoner om økt fokus på myke verdier. Sledemiljøet får dermed stadig vanskeligere vilkår. Informanten hevder den økende scootertrafikken forringer en av de viktigste verdiene for hundesledeaktørene, nemlig stillheten. Tidligere holdt det å kjøre et lite stykke utenfor Longyearbyen for å finne stillhet, nå blir disse områdene i større grad også brukt til scooter og bandvogn. Stille områder er stadig vanskeligere å finne.

Kommersielle aktører, inkludert reiselivsaktører innen scooter og slede, har et felles møtepunkt i Svalbard Reiselivsråd. Det finnes også et mer uformelt møtested i form av en Facebookgruppe – Ros&Info Longyearbyen. Denne sida er flittig brukt. I følge en informant er denne sida til god hjelp for å få luftet ut irritasjonsmomenter og løst opp i problemer før de vokser seg store.

6 FUNN OG VURDERING

Denne forstudien viser at faktorer som scootertrafikk, scooterutleie, sledekjøring, o.s.v. er godt dokumentert via eksisterende statistikk. Det finnes også kart over hvor motorisert ferdsel foregår, inkludert kart over ilandstigningssteder for båt og helikopter. Dette datagrunnlaget kan brukes til å lage en sammenfattet oversikt over utviklingen innen bruk av motorisert- og ikke-motorisert ferdsel i området. Kart finnes over scooterløypene. Statistikken over antall scootere m.m. sier i seg selv ikke noe om hvor utfarten foregår, men ettersom det aller meste av trafikken skjer innen området Sentral-Spitsbergen mener vi statistikken likevel gir en god pekepinn på utviklingen for dette området. Det bør vurderes å gjøre egne mer spesifikke målinger for gjeldende område, for å oppnå et enda mer nøyaktig grunnlagsmateriale.

Vi har ikke funnet detaljerte kart over egne hundespanntraséer i området, men har fått informasjon om at spannene ofte følger scooterspor. Søker man opp sledeturer på Visit Svalbard sine nettsider gis det relativt detaljerte beskrivelser over hvilke ruter som benyttes for de aller fleste av de organiserte turene. Det vil ut fra denne informasjonen være mulig å lage omtrentlige kart over rutene. Det anbefales å hente inn mer detaljert informasjon om traséer og trasévalg fra reiselivsoperatørene dersom dette anses som nødvendig.

Vi har ikke funnet at det eksisterer skriftlige kilder som sier noe om dagens konfliktnivå angående arealbruk innen det gitte området. Vi har via telefon snakket med representanter for Sysselmannen, Visit Svalbard, aktører innen scooterturisme og hundesledeturisme. Generelt gir disse inntrykk av at det i svært liten grad eksisterer en arealbrukskonflikt direkte mellom scooter- og sledemiljøet. Aktøren som driver scooterturisme forteller at de forsøker å ta hensyn til hundesledene når disse opptrer i samme område. Han legger ikke skjul på at det kan oppstå gnisninger mellom miljøene, men at disse i stor grad ofte tas opp umiddelbart. En representant for sledemiljøet føler seg i liten grad respektert og ivaretatt fra myndighetenes side. Hun mener det i for stor grad tilrettelegges for scooterkjøring på bekostning av hundesledene. Kanskje kan man med bakgrunn i dette si at det eksisterer en viss arealbrukskonflikt, men da via 3. part – myndighetene. Reiselivsarrangørenes syn er ikke nødvendigvis representativt for de øvrige aktørene på Sentral-Spitsbergen. Vi foreslår at det gjennomføres en grundigere undersøkelse blant et større antall reiselivsaktører for å få et mer representativt bilde av aktørenes opplevelse av en eventuell arealbrukskonflikt.

Det kan videre være interessant å se på utviklingen fra tidligere konfliktnivå fram til dagens nivå. Et par av informantene forteller om et langt høyere konfliktnivå tidligere enn i dag. Etableringen av egne områder for ikke-motorisert ferdsel kan ha hatt innvirkning på å dempe konfliktnivået. Det finnes noe skriftlig materiale angående den tidligere konflikten, blant annet er diskursen rundt arealbruk godt dokumentert i Trude

Borchs hovedfagsoppgave *Kampen om naturen. Miljødiskurs på Svalbard – «Europas siste villmark»* fra 1997.

Det vil være interessant å følge opp arbeidet rundt den eventuelle utvidelsen av områder forbeholdt for ikke-motorisert ferdsel/utvidelse av tidsrom uten motorisert ferdsel i delvis ikke-motorisert område og den eventuelle debatten som oppstår i forbindelse med dette. Det kan ligge et potensiale for en framtidig konflikt i dette. I tillegg kan man tenke seg at miljøforandringer kan føre til enda større press på tilgjengelige områder framover, noe som også vil kunne påvirke konfliktnivået.

Litteratur:

Berge, Erling (2006): Protected areas and traditional commons: values and institutions. *Norsk Geografisk Tidsskrift – Norwegian Journal of Geography*, 60:1, 65-76.

Hall, Michael and Saarinen, Jarkko (2010): Polar Tourism: Definitions and Dimentions. *Scandinavian Journal of Hospitality and Tourism*. Vol. 10, No. 4, 448-467, 2010.

Haugseth, Anne Sigrid (2011): *Institusjoner, aktører og ressurser i utmark*. Trøndelag Forskning og Utvikling.

Knopp, Timothy B. and Tyger, John D. (1973): A Study of Conflict in Recreational Land Use: Snowmobiling vs. Ski-Touring. *Journal of Leisure Research*; Summer 1973;5; ProQuest pg. 6

Overrein, Øystein (2001): *Svalbard – et av de best forvaltede villmarksområder i verden? Prinsipper for god villmarksforvaltning*. Norsk Polarinstitut.

Meld. St. nr. 18 (2015-2016): *Friluftsliv – Natur som kilde til helse og livskvalitet*. Klima- og miljødepartementet.

Meld.St. 32 (2015-2016): *Svalbard*. Justis- og beredskapsdepartementet.

Statistisk sentralbyrå (2014): *Dette er Svalbard 2014. Hva tallene forteller*.

Forskrift om motorferdsel på Svalbard <https://lovdata.no/dokument/SF/forskrift/2002-06-24-723> 14.11.2016

Forslag til annen litteratur som kan være aktuell for videre arbeid:

Borch, Trude (1997): *Kampen om Naturen. Miljødiskurs på Svalbard – «Europas siste Villmark»*. Universitetet i Tromsø (Hovedfagsoppgave).

Nyseth, Torill and Viken, Arvid (2014): Communities of practice in the management of an Arctic environment: monitoring knowledge as complementary to scientific knowledge and the precautionary principle? *Polar Record*, vol. 52, issue 1, January 2016 p. 66-75. Cambridge University Press.

Stewart, E.J., Draper. D. and Johnston, M.E. (2005): A Rewiew of Tourism Research in the Polar Regions. *Arctic*. Vol. 58, No. 4 (Dec., 2005), pp. 383-394.

Vedlegg 1 – Oversikt innhold i Excel-ark «Kopi av tabeller og figurer 2015»			
Ark 1			
Tabell nummer	Navn	Årstall	Tilhørende grafisk framstilling/ tilleggstabell
1	Antall tilreisende til Longyearbyen i forbindelse med kurs-konferanse eller ferie-fritid	2000-2015	Antall tilreisende til Longyearbyen i (kurs/konferanse/ferie/fritid)
2	Gjestedøgnstatistikk	2005 (1995)-2015	Antall gjestedøgn totalt
3	Antall oversjøiske cruiseskip, antall seilinger, antall passasjerer, besetning og totalt ombord	1997-2015	Oversjøiske cruiseskip Tabell antall passasjerer og besetning pr.båt + antall turer
4	Antall båter, passasjerer og besetning totalt på ekspedisjonscruiseskip på Svalbard	2001-2015	Totalt antall personer om bord på ekspedisjonscruiseskip Antall skip, passasjerer og besetning på ekspedisjonscruiseskip på Svalbard Antall passasjerer på ekspedisjonscruise Tabell antall passasjerer og besetning pr.båt + antall turer
5	Antall personer om bord på dagsturer i Isfjorden	2001-2015	Passasjerer dagsturbåter
6	Antall besøkte steder med turistbåter på Svalbard med antall ilandstigninger	1997-2015	Antall ilandstigningssteder Antall personer i land
7	(Tabell 7 mangler)		
8	Antall meldinger og personer utenfor forvaltningsområde 10	1997-2014	Antall meldinger og personer utenfor forvaltningsområde 10
9	Individuelle utenfor område 10, formål med reisen	1997-2014	Antall personer fordelt på formål med turen Feldøgn fordelt på forvaltningsområde Tabell forvaltningsområder/feldøgn
X	Antall feltdøgn organisert ferdsel, fot-,ski-, bre-, og rideturer (fra 2012)	1997-2012	Antall feltdøgn organisert ferdsel, fot-,ski-, bre-, og rideturer (fra 2012)
10	Antall feltdøgn organisert ferdsel, fot-	1997-2015	Antall feltdøgn organisert ferdsel, fot-,ski-, bre-, kajakk,

	,ski-, bre-, kajakk (fra 2009) og rideturer (fra 2009)		rideturer
11	Antall feltdøgn organisert ferdsel, hundespenn og hundeslede på hjul fordelt på år og område	1997-2015	Antall feltdøgn med hundespenn
XX	Antall feltdøgn, organisert ferdsel Polarcirkel	2009-2014	Antall feltdøgn med Polarcirkel
XX	Antall feltdøgn organisert ferdsel, ATV		
12	(«Annen ferdsel blir fra 2009 fanget opp av det nye web-systemet og trenger ikke lengre være med....»)		
13	Antall feltdøgn organisert ferdsel, snøscooter. Fordelt på område og år.	1997-2015	Antall feltdøgn snøscooter – organisert ferdsel
14	Individuell utleie av snøscootere på Svalbard	1997-2015	Antall utleiedøgn individuell utleie snøskuter Antall feltdøgn ATV
15	Passasjerer Longyearbyen Lufthavn unntatt flyvninger til Svea og Ny-Ålesund	1997-2014	Antall passasjerer Svalbard Lufthavn
16	Antall besøk på Svalbard museum	1995-2014	Antall besøkende Svalbard museum
17	Antall besøk på Galleri Svalbard	1995-2014	Antall besøkende Galleri Svalbard
18	Overnattingskapasitet i Longyearbyen	1995-2014	Antall gjestesenger og gjesterom i Longyearbyen
Unum.	Overnattingskapasitet i felt (Basecamp)		
Unum.	Tabell ... Overnattingskapasitet Trusten (Barentsburg og Pyramiden)		
Unum.	Private småbåter (meldt om tur, også fastboende)		Småbåter Tabell tilreisende og fastboende båter
Ark 2llandstigninger			
	Tabell/ grafisk	2011-	

	framstilling over ilandstigninger Svalbard og omegn	2014	
Ark 3 Skuterutleie			
	Skuterstatistikk, individuell utleie: Antall leieforhold Antall døgn scootere totalt har vært utleid Antall scootere til utleie	2011- 2014	
Ark 4 Personbesøk			
	Personbesøk: Isgrotting i Longyearbyen Scooter og hundespann Svea Båt, scooter og få hundespann Barentsburg Båt, få scooter Pyramiden Primært scooter Østkysten Snøscooter, båt Fredheim Båt Kongsfjorden Båt, kajakk, få scooter Ny-Ålesund Båt Magdalenefjorden Båt, scooter Kapp Linné	1998- 2008	Personbesøk pr sted Personbesøk østkysten
	Tempelfjorden m/ VonPost, Pyramiden og Østkysten.	2009- 2014	

12.3 Sammenstilling av fiskeridata fra Fiskevernsonen ved Svalbard ved Fiskeridirektoratet

Norsk Polarinstitutt

Framsenteret

Postboks 6606 Langnes

9296 TROMSØ

Adm.enhet: Analyse- og
formidlingsseksjonen

Saksbehandler: Rune Mjørland

Telefon: 95259448

Vår referanse: 17/2786

Deres
referanse:

Dato: 28.02.2017

Att: Nina Mari Jørgensen

Fiskeriaktiviteten i Fiskevernsonen ved Svalbard

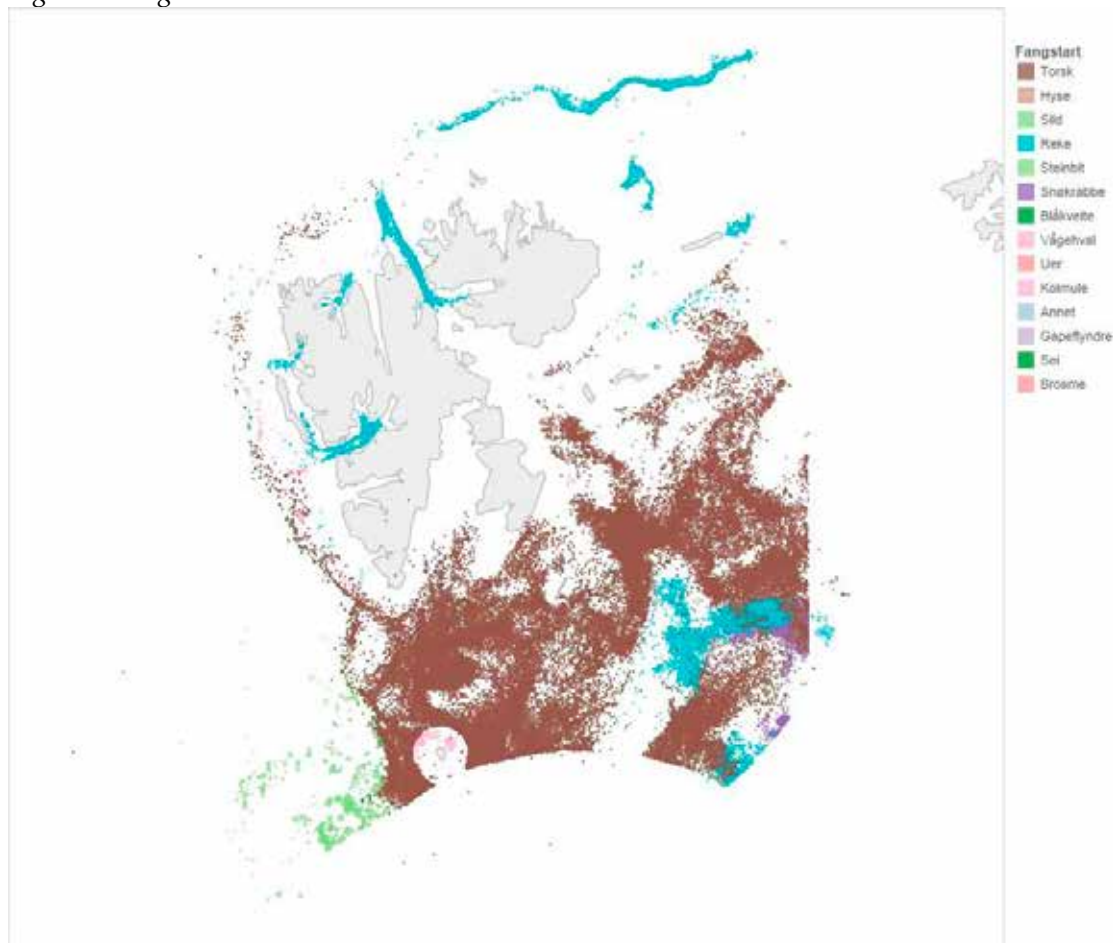
Vi viser til e-post sendt 13. og 20. februar hvor det etterspørres fiskeridata fra Fiskevernsonen ved Svalbard. På bakgrunn av dette har vi sammenstilt tilgjengelig data for å forsøke å svare opp på de spørsmålene som er stilt.

Hovedsakelig har vi benyttet oss av informasjon som oppgis ved landing/salg av fisken. I tillegg har vi benyttet oss av Fiskeridirektoratets registre over elektroniske fangst- og aktivitetsdata ved posisjonsfesting av fangstene i kart, samt for å finne ut hvor mye som er fisket i enkelte fjorder.

Vi har begrenset oss til å se på norske fartøy, samt for årene 2010 til 2016. Ta kontakt dersom det ønskes mer data.

I Fiskevernsonen ved Svalbard fiskes det hovedsakelig etter torsk, hyse og reker. I enkelte år kan det også være et sildefiske i Fiskevernsonen. Figur 1 og tabell 1 nedenfor synliggjør dette.

Figur 1: Fangst i Fiskevernsonen ved Svalbard 2010-2016



Kilde: Fiskeridirektoratets registre over elektroniske fangst- og aktivitetsdata

Tabell 1: Landinger i rundvekt tonn fra Fiskevernsonen ved Svalbard - norske fartøy

Fangstart	Fangstår							Sum
	2010	2011	2012	2013	2014	2015	2016	
Torsk	31 527	47 428	63 090	92 213	91 805	78 029	67 092	471 184
Hyse	26 144	49 278	46 364	21 523	22 273	23 217	15 308	204 107
Reke	7 867	7 735	4 658	4 335	5 581	10 078	6 751	47 005
Sild			19 834		0			19 834
Steinbit	532	1 075	1 261	2 859	2 434	1 904	2 279	12 343
Blåkveite	403	221	250	339	418	478	595	2 705
Sei	263	31	594	113	127	59	2 320	3 508
Uer	145	552	247	157	418	836	885	3 238
Snøkrabbe				7	65	814	3 048	3 934
Vågehval	349	224	298	313	245	151	341	1 922
Brosme	153	144	162	83	46	102	126	817
Lange	55	59	101	51	14	88	26	394
Kveite	13	14	21	13	10	17	20	107
Annet	15	13	71	19	32	8	23	181
Sum pr. år	67 465	106 773	136 952	122 025	123 469	115 780	98 813	771 278

Kilde: Landings- og sluttseddelregisteret i Fiskeridirektoratet

Målt i både kvantum og verdi er det torsk som utgjør den viktigste arten ved Svalbard. I 2013 ble det fisket rett i overkant av 92 000 tonn, noe som er det høyeste kvantumet i tidsserien. På grunn av lav pris i 2013 har imidlertid verdien av torskefangstene vært høyere i årene etter 2013. Av tabell 2 går det frem at norske fartøy i 2015 landet fisk fra Svalbard for totalt 2 milliarder norske kroner.

Tabell 2: Verdi av landinger (TNOK) fra Fiskevernsonen ved Svalbard - norske fartøy

Fangstart	Fangstår							
	2010	2011	2012	2013	2014	2015	2016	Sum
Torsk	386 742	601 359	612 508	898 563	1 215 956	1 308 835	1 149 369	6 173 331
Hyse	230 252	427 519	391 686	314 025	379 202	281 292	179 702	2 203 678
Reke	104 923	127 046	83 008	82 600	134 135	353 693	173 576	1 058 982
Sild			133 391		0			133 391
Steinbit	3 199	8 791	7 091	15 254	16 218	10 601	8 952	70 106
Blåkveite	12 523	6 738	7 323	7 809	14 182	18 533	17 856	84 965
Sei	2 363	275	4 582	865	1 431	681	25 248	35 445
Uer	1 271	6 212	1 966	1 038	4 011	6 818	6 046	27 362
Snøkrabbe				260	2 085	28 762	117 707	148 815
Vågehval	11 112	7 257	10 064	9 263	8 640	5 184	9 833	61 353
Brosme	1 297	1 180	1 220	653	475	1 201	1 206	7 230
Lange	609	663	976	470	154	1 040	253	4 163
Kveite	326	465	817	461	459	606	695	3 828
Annet	6 737	5 467	4 457	4 686	7 260	8 342	8 143	45 091
Sum pr. år	761 353	1 192 970	1 259 089	1 335 947	1 784 208	2 025 589	1 698 586	10 057 742

Kilde: Landings- og sluttseddelregisteret i Fiskeridirektoratet

Tabell 3 og tabell 4 viser hva slagst type redskap de ulike fartøyene har benyttet ved fisket. Målt i antall fartøy og i fisket kvantum, er det bunntål som er på topp. Fremveksten av snøkrabbefisket har også ført til at det nå også rapporteres om fangst tatt med teine.

Tabell 3: Landinger i rundvekt tonn fordelt på redskap fra Fiskevernsonen ved Svalbard - norske fartøy

Redskap	Fangstår							
	2010	2011	2012	2013	2014	2015	2016	Sum
Bunntål	50 537	80 012	82 101	88 283	94 053	78 379	65 254	538 619
Autoline	7 427	12 906	20 195	20 719	16 619	20 646	19 047	117 560
Reketål (herunder sputniktål)	7 867	7 735	4 658	4 335	5 581	10 078	6 751	47 005
Snurrevad	485	4 611	9 236	6 719	5 128	3 856	4 034	34 069
Snurpenot/ringnot			19 890					19 890
Settegarn	521	325	353	1 470	1 037	738	288	4 731
Teiner				7	65	814	3 049	3 935
Annet	628	1 184	520	492	985	1 269	391	5 469
Sum alle redskap	67 465	106 773	136 952	122 025	123 469	115 780	98 813	771 278

Kilde: Landings- og sluttseddelregisteret i Fiskeridirektoratet

Tabell 4: Antall fartøy fordelt på redskap fra Fiskevernsonen ved Svalbard - norske fartøy

Redskap	Fangstår							Sum
	2010	2011	2012	2013	2014	2015	2016	
Bunntrål	37	37	38	36	37	37	33	79
Autoline	21	26	33	30	23	27	28	70
Reketrål (herunder sputniktrål)	11	10	12	5	15	23	22	51
Snurrevad	4	8	10	13	13	13	17	36
Snurpenot/ringnot			22					22
Teiner				1	2	8	8	12
Settegarn	2	2	3	6	2	3	1	9
Annet	13	10	11	6	8	7	8	29
Antall unike fartøy	77	81	119	90	83	91	95	243

Kilde: Landings- og sluttseddelregisteret i Fiskeridirektoratet

Ut ifra fangstkartet i figur 1 er det tydelig at fiskeriaktiviteten i størst grad foregår i den sør-østre delen av fiskevernsonen. Tabell 5, og 6, som er basert på landingsdata tydeliggjør dette. I tabell 7 er det i tillegg listet opp hvilke arter som fiskes i de ulike hovedområdene. Figur 2 viser beliggenheten til de ulike hovedområdene.

Tabell 5: Landinger i rundvekt tonn fordelt på hovedområder fra Fiskevernsonen ved Svalbard - norske fartøy

Hovedområde	Område-kode	Fangstår							Sum
		2010	2011	2012	2013	2014	2015	2016	
Bjørnøya	20	33 902	62 717	48 108	29 377	29 383	34 171	20 311	257 969
Hopen	23	15 795	17 093	25 554	33 179	48 475	39 850	31 192	211 138
Storbanken	24	8 756	17 323	27 659	25 677	29 234	12 188	32 879	153 716
Sentralbanken	15	3 565	1 070	6 819	23 369	10 870	21 360	6 867	73 920
Storfjord/Hinlopenstredet	22	3 896	3 784	6 845	7 627	4 453	7 640	3 506	37 750
Nordv.- Spitsbergen	25	1 073	4 008	2 102	1 864	959	557	1 813	12 376
Sørvest av Spitsbergen	27		116	10 925	349	13		59	11 462
Vest av Tromsøflaket	39			8 593					8 593
Vest-Spitsbergen	21	453	660	349	549	38	15	1 318	3 382
Nordøstområdet	17	25	2			43		846	916
Nordkappbanken	12				35			23	57
Sum alle områder		67 465	106 773	136 952	122 025	123 469	115 780	98 813	771 278

Kilde: Landings- og sluttseddelregisteret i Fiskeridirektoratet

Tabell 6: Antall fartøy med aktivitet i ulike hovedområder fra Fiskevernsonen ved Svalbard - norske fartøy

Hovedområde	Område-kode	Fangstår							
		2010	2011	2012	2013	2014	2015	2016	Alle år
Bjørnøya	20	60	65	80	68	67	65	52	135
Hopen	23	39	49	56	62	56	54	51	117
Storbanken	24	25	31	41	27	41	32	38	75
Sentralbanken	15	9	8	27	46	34	43	21	72
Storfjord/Hinlopenstredet	22	18	20	26	18	22	17	10	68
Nordv.- Spitsbergen	25	6	5	12	5	2	2	3	25
Sørvest av Spitsbergen	27		3	13	1	2		2	21
Vest av Tromsøflaket	39	8	5	7	5	1	2	8	17
Vest-Spitsbergen	21			12					12
Nordøstområdet	17				2			2	4
Nordkappbanken	12	2	1			1		2	4
Alle områder		74	79	115	86	79	85	89	178

Kilde: Landings- og sluttseddelregisteret i Fiskeridirektoratet

Tabell 7: Fangst i rundvekt tonn fordelt på hovedområder og de viktigste artene i perioden 2010-2016

Hovedområde	Område-kode	Fangst i rundvekt tonn					
		Torsk	Hyse	Reke	Sild	Steinbit	Annet
Bjørnøya	20	99 678	148 955	216	490	4 575	4 055
Hopen	23	164 788	36 203	3 785		3 097	3 264
Storbanken	24	127 834	4 345	15 125		780	5 631
Sentralbanken	15	57 865	2 007	9 838		2 408	1 802
Storfjord/Hinlopenstredet	22	17 674	11 532	7 336		401	807
Nordv.- Spitsbergen	25	1 123	181	10 643		269	161
Sørvest av Spitsbergen	27	262	112		10 776	186	126
Vest av Tromsøflaket	39				8 568		24
Vest-Spitsbergen	21	1 165	755	16		623	823
Nordøstområdet	17	756	6	46		3	105
Nordkappbanken	12	38	9			3	7
Alle områder		471 184	204 107	47 005	19 834	12 343	16 805

Kilde: Landings- og sluttseddelregisteret i Fiskeridirektoratet

For å finne ut hvor mye som fiskes i de ulike fjordene Isfjorden, Van Mijenfjorden og den vestre delen av Storfjorden, må vi benytte data fra de daglige elektroniske fangstrapportene som alle norske fartøy over 15 meter sender til norske myndigheter. Disse opplysningene gir et mer detaljert bilde enn det landings- og sluttsedlene gjør. Ut ifra disse tallene så finner vi at det kun er rapportert fangst i Isfjorden i perioden 2010-2016. Oversikten finner du nedenfor.

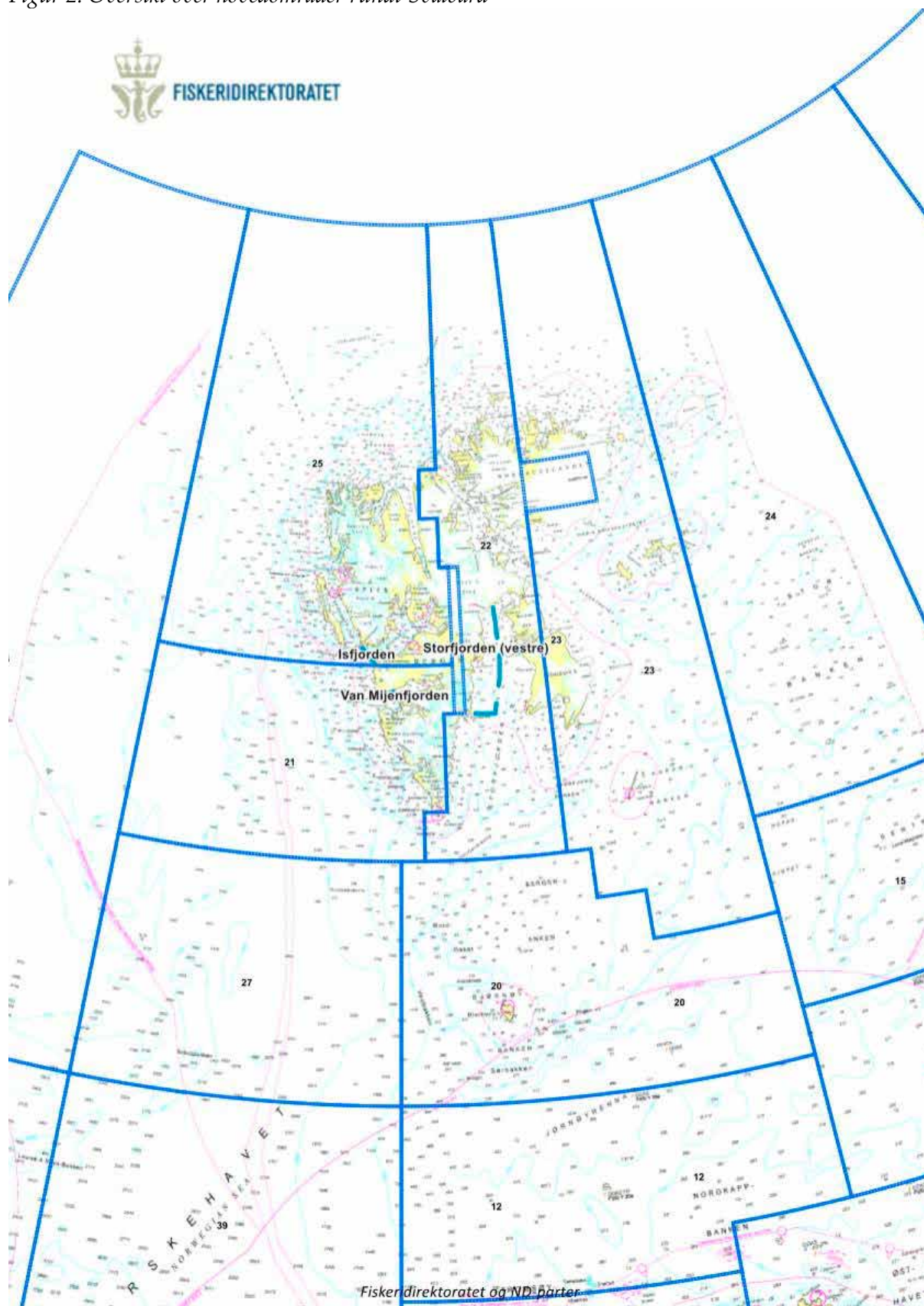
Tabell 8: Rapportert fangst i rundvekt tonn fra posisjoner tilhørende Isfjorden fra norske fartøy i perioden 2010-2016

Fangstart	Fangstår							Alle år
	2010	2011	2012	2013	2014	2015	2016	
Reke	357	461	337	752	673	201	837	3 618

Kilde: Fiskeridirektoratets registre over elektroniske fangst- og aktivitetsdata

Når det gjelder makrellen så ser det ikke ut til at norske fartøy har hatt et direktefiske i Fiskevernsonen ved Svalbard. Det er registrert mindre kvanta makrell i hvert enkelt år siden 2012, med unntak av 2016 hvor det ikke ble registrert landinger av makrell fra fiskevernsonen. Ut ifra det vi kan se så kommer småfangstene blant annet i forbindelse med makrell- og økosystemtoktet i Norskehavet.

Figur 2: Oversikt over hovedområder rundt Svalbard



Med hilsen

Rune Mjørland
rådgiver

Brevet sendes uten håndskreven underskrift

Mottakerliste:

Norsk Polarinstitut

Framsenteret

9296

TROMSØ

RAPPORTSERIE 150 / REPORT SERIES 150

NORSK POLARINSTITUTT / NORWEGIAN POLAR INSTITUTE 2018