

2292

NINA Rapport

## Effektmåling av minkuttak på bakkehek- kende sjøfugl

Jennifer Stien, Sindre Molværsmyr, Arild Breistøl, Steven Guidos, Arild Landa, Geir Helge Systad



## **NINAs publikasjoner**

### **NINA Rapport**

Dette er NINAs ordinære rapportering til oppdragsgiver etter gjennomført forsknings-, overvåkings- eller utredningsarbeid. I tillegg vil serien favne mye av instituttets øvrige rapportering, for eksempel fra seminarer og konferanser, resultater av eget forsknings- og utredningsarbeid og litteraturstudier. NINA Rapport kan også utgis på engelsk, som NINA Report.

### **NINA Temahefte**

Heftene utarbeides etter behov og serien favner svært vidt; fra systematiske bestemmelsesnøkler til informasjon om viktige problemstillinger i samfunnet. Heftene har vanligvis en populærvitenskapelig form med vekt på illustrasjoner. NINA Temahefte kan også utgis på engelsk, som NINA Special Report.

### **NINA Fakta**

Faktaarkene har som mål å gjøre NINAs forskningsresultater raskt og enkelt tilgjengelig for et større publikum. Faktaarkene gir en kort framstilling av noen av våre viktigste forskningstema.

### **Annen publisering**

I tillegg til rapporteringen i NINAs egne serier publiserer instituttets ansatte en stor del av sine forskningsresultater i internasjonale vitenskapelige journaler og i populærfaglige bøker og tidsskrifter.

# Effektmåling av minkuttak på bakkehekkende sjøfugl

Jennifer Stien  
Sindre Molværsmyr  
Arild Breistøl  
Steven Guidos  
Arild Landa  
Geir Helge Systad

Stien, J., Molværsmyr, S., Breistøl, A., Guidos, S., Landa, A. & Systad, G.H. 2023. Effektmåling av minkuttak på bakkehekkende sjøfugl. NINA Rapport 2292. Norsk institutt for naturforskning.

Tromsø, juni 2023

ISSN: 1504-3312

ISBN: 978-82-426-5089-4

RETTIGHETSHAVER

© Norsk institutt for naturforskning

Publikasjonen kan siteres fritt med kildeangivelse

TILGJENGELIGHET

[Åpen]

PUBLISERINGSTYPE

Digitalt dokument (pdf)

KVALITETSSIKRET AV

Per Fauchald, Torkild Tveraa

ANSVARLIG SIGNATUR

Forskningsjef Elina Halttunen (sign.)

OPPDRAKSGIVER(E)/BIDRAGSYTER(E)

Miljødirektoratet

OPPDRAKSGIVERS REFERANSE

M-2576|2023

KONTAKTPERSON(ER) HOS OPPDRAGSGIVER/BIDRAGSYTER

Ida Egge Johnsen

FORSIDEBILDE

Amerikansk mink (Neovison neovison) © Karl-Otto Jacobsen

NØKKEWORD

- Norskekysten
- bakkehekkende sjøfugl, Amerikansk mink
- effektmåling
- sjøfugl demografi
- fremmede arter
- minkuttak
- kystøkosystemer
- naturforvaltning

KEY WORDS

- Norwegian coast
- ground nesting sea birds, American mink
- seabird demography
- alien species
- mink removal
- coastal ecosystems
- nature management

KONTAKTOPPLYSNINGER

**NINA hovedkontor**  
Postboks 5685 Torgarden  
7485 Trondheim  
Tlf: 73 80 14 00

**NINA Oslo**  
Sognsveien 68  
0855 Oslo  
Tlf: 73 80 14 00

**NINA Tromsø**  
Postboks 6606 Langnes  
9296 Tromsø  
Tlf: 77 75 04 00

**NINA Lillehammer**  
Vormstuguvegen 40  
2624 Lillehammer  
Tlf: 73 80 14 00

**NINA Bergen**  
Thormøhlens gate 55  
5006 Bergen  
Tlf: 73 80 14 00

[www.nina.no](http://www.nina.no)

## Sammendrag

Stien et al. 2022. Effektmåling av minkuttak på bakkehekkende sjøfugl. NINA Rapport 2292. Norsk institutt for naturforskning.

Amerikansk mink (*Neovison vison*) er opprinnelig fra Nord-Amerika og ble innført til Norge for pelsdyroppdrett ved slutten av 1920-tallet. Kun 70 år senere hadde den etablert ville populasjoner i de fleste kommunene i Norge. Den er en effektiv reirpredator på bakkehekkende fugl, og ble plassert på Fremmedartlista i 2018 i kategorien «svært høy risiko». Det er særlig i sjøfuglkolonier, hvor reirene ligger tett og lett tilgjengelig, at den kan gjøre stor skade. Basert på «Handlingsplan mot Amerikansk mink (*Neovison vison*)» som Miljødirektoratet utga i 2011 ble det satt i gang en koordinert bekjempelse av mink i utvalgte sjøfuglkolonier. Dette arbeidet har vært utført av Statens naturoppsyn (SNO) og pågår fortsatt. I tillegg er det også en del privatpersoner som driver fangst av mink. Antall verneområder hvor minkuttak har vært satt i gang har vært økende, og basert på erfaringer i felt, har man gjennomført utvikling og tilpasning i metodene for å øke effekten av uttaket.

For å oppnå en god, kunnskapsbasert forvaltning er det behov for å dokumentere effektene av uttak av mink på bakkehekkende sjøfugl. Hovedformålet med anskaffelsen er å få kunnskap om effekten av minkuttak på bakkehekkende sjøfugl, herunder hekkesuksess og bestandsutvikling. Oppdraget fra Miljødirektoratet har vært å sammenstille data i et utvalg av minkuttaksområder hvor det også eksisterer data på hekkesuksess og bestandstall for sjøfugl. Målet har vært å evaluere hvor stor effekt minkuttaket har på hekkesuksess og bestandsdynamikk. Med utgangspunkt i resultatene, skal det vurderes hvilke områder som egner seg for effektmålinger og gi råd om hvilke justeringer/tilpasninger som trengs for fremtidige effektmålinger.

I dette arbeidet har vi sammenstilt egnede sjøfugl- og minkuttaksdata fra 28 utvalgte minkuttaksområder som var foreslått av oppdragsgiver. Vi fant sju uttaksområder med egnede sjøfugldata hvor det var mulig å gjennomføre effektmåling av minkuttak med hensyn til sjøfugl. Disse er: Færder nasjonalpark i Vestfold, Oksøy-Ryvingen landskapsvernområde i Agder, Higgelen og Heime i Rogaland, Fedje i Vestland, Sør-Gjæslingan i Trøndelag, og Hornøya og Reinøya naturreservat, og Hjelmsøy naturreservat i Troms og Finnmark. Områdene dekker en geografisk gradient fra nord til sør og havområdene Barentshavet sør, Norskehavet, Nordsjøen og Skagerak. Fokusarter med tilgjengelige data, og som er aktuelle å inkludere er; teist (*Cephus grylle*), fiskemåke (*Larus canus*) og terne (*Sterna spp.*). I tillegg fant vi data på gråmåke (*Larus argentatus*), sildemåke (*Larus fuscus*), svartbak (*Larus marinus*), hettemåke (*Chroicocephalus ridibundus*), lunde (*Fraterecula arctica*), lomvi (*Uria aalge*) og krykkje (*Rissa tridactyla*), som også er aktuelle å inkludere.

De demografiske variablene som ble brukt for å vurdere om det er en effekt av minkuttak på sjøfugl inkluderte antall individer, hekkesuksess, voksenoverlevelse og mål på predasjon. Antall mink som er tatt ut i de utvalgte koloniene er hentet fra Rovbase. Sammenstillingen av datamaterialet viser at et betydelig antall mink ble tatt ut fra alle de utvalgte områdene, og at uttaket avtok etter noen år, med unntak av Oksøy-Ryvingen landskapsvernområde hvor uttak har steget etter 2018. Det er imidlertid ikke mulig å skille hvorvidt nedgangen i minkuttaket skyldes en reel nedgang i minkbestanden, eller om nedgangen var forårsaket av redusert innsats. Dette var fordi det manglet informasjon både om tidspunkt for uttak og hvor stor innsats som ble lagt i fangsten. Det finnes heller ikke registreringer av minkaktivitet i områdene etter at minkuttakene var gjennomført. Uttaksmetodene inkluderte både aktiv jakt og bruk av feller. Begge uttaksmetodene resulterte i uttak av mink, men det manglet informasjon om hvor fellene var plassert og hvor lenge de var i bruk. Datagrunnlaget ga dermed ikke grunnlag for å vurdere effektiviteten av å bruke felle opp mot aktiv jakt. Etter igangsettelse av minkuttak økte sjøfuglbestanden i fem kolonier, og hekkesuksess i to kolonier. Det kan likevel ikke sies med sikkerhet at økningen i sjøfuglbestandene var en følge av minkuttak fordi sjøfuglers demografi er påvirket av flere faktorer og det manglet data om disse.



Dokumentasjonen av uttaket av mink og datasettene med hensyn til sjøfugl er mangelfulle, og ikke tilstrekkelige til å gi en god evaluering av tiltaket. For uttak av mink har man i prinsippet kun data på antall mink som er tatt ut, men mangler data på fangstinnssats og effekten denne innsatsen har på minkbestanden. For å evaluere effekten av uttaket må framtidig minkuttak inkludere dokumentasjon av minkaktivitet før og etter minkuttak, samt dokumentasjon av fangstinnssats gjennom hele innsatsperioden. Uten dokumentasjon av minkaktivitet er det ikke mulig å vite hvorvidt minkuttaket har vært tilstrekkelig stort til å påvirke minkbestanden og dermed sjøfuglbestandene. Dette er spesielt viktig for områder hvor jegere bidrar til uttak av mink. Dokumentasjon av fangstinnssats er essensiell for å dokumentere hvordan tiltaket påvirker antallet mink som tas ut, og hvordan innsatsen påvirker minkaktivitet og predasjon i sjøfuglbestandene. I tillegg er det nødvendig å dokumentere sjøfuglparametre som kan si noe om hvor stor minkpredasjonen er, og hvorvidt hekkesuksess og bestander bedrer seg etter minkuttaket. Utvikling i hekkebestandene og hekkesuksess er derfor viktige parametre som påvirkes direkte av minkpredasjon, mens voksenoverlevelse utenom hekkesesongen vil være mindre viktig ettersom denne også påvirkes av andre faktorer enn det som skjer i kolonien. Tilgjengelige sjøfugldata for dette studiet var mangelfulle. Datasettene er fragmenterte, metoder og registreringer er i liten grad standardiserte, og data er i liten grad gjort tilgjengelig i en felles database. I dette studiet måtte vi derfor hente inn sjøfugldata ved å henvende oss til enkeltpersoner.

Framtidig minkuttak bør også kombineres med at et utvalg av nærliggende kolonier uten minkuttak overvåkes (kontrollområder) fordi dette vil gjøre det lettere å skille mellom effekten av minkuttak og naturlig dynamikk i koloniene. Effektmåling av minkuttak burde evalueres gjennom adaptiv forvaltning som tillater inkludering av oppdatert kunnskap via en systematisk iterativ tilnærming. Dette må også inkludere overvåking av relevante demografiske parametre i de berørte sjøfuglbestandene og kvalitetssikring av data gjennom fortløpende analyser av fangstinnssats, minkuttak, og effekter på sjøfuglernes demografi. Dette vil gi et vesentlig bedre grunnlag for å kunne utføre effektmålinger av minkuttak i sjøfuglkolonier i fremtiden. Aktuelle områder inkluderer alle de syv undersøkte områdene analysert i denne rapporten. Dette vil gi en god geografisk gradient og vil omfatte de fleste berørte sjøfuglartene. Det er imidlertid helt sentralt at man som et minstekrav systematisk måler fangstinnssats, tilstedeværelse av mink, reirpredasjon og relevante demografiske parametre i sjøfuglbestandene.

Jennifer Stien, Sindre Molværsmyr, Arild Breistøl, Steven Guidos, Arild Landa, Geir Helge Systad, Postboks 5685 Torgarden 7485 Trondheim, [jennifer.stien@nina.no](mailto:jennifer.stien@nina.no).

## Abstract

American mink (*Neovison vison*) is originally from North America and was introduced to Norway towards the end of the 1920's. Barely 70 years later it had established populations in the majority of municipalities in Norway. Mink is an effective predator, especially of colonial ground nesting birds and as such was included in the Alien Species of Norway – with the Norwegian Black List under the category “extremely high risk”. Based on the Action plan against American mink published by the Norwegian Environment Agency in 2011, a coordinated removal of mink was initiated in selected sea bird colonies. This work has been carried out by the Norwegian Stat Inspectorate (SNO) and is still in progress. In addition, mink hunting is also carried out by the public. The number of colonies where mink removal has been initiated is increasing and based on experiences in the field, methods have been adjusted to improve effectivity.

In order to achieve good knowledge-based management there is a need to document the effects of mink removal on ground nesting seabirds. The main goal of this assignment has been to provide knowledge of the effect of mink removal on ground nesting seabirds, particularly including nesting success and population growth. Our task has been to compile seabird nesting success and population demography with mink removal data from a selected number of seabird colonies. Thereafter to evaluate the effect of mink removal on mink populations and on seabird population demography. Based on these results, we were to advise which areas are suitable for measuring the effect of mink removal on ground nesting seabirds in the future, and how this should be done.

In this report we have compiled seabird and mink data from 28 listed areas suggested by The Environment Agency. We found seven areas with suitable data where it was possible to undertake an assessment of the effects of removing mink on seabirds. These are Færder National Park, Oksøy-Ryvingen cultural landscape area, Higgelen and Heime, Fedje, Sør-Gjæslingan and Hornøya and Reinøya nature reserve, and Hjelmsøy nature reserve. The colonies cover a geographical gradient from north to south and the south Barents Sea, Norwegian Sea, North Sea and Skagerrak. Key species with suitable data are black and white guillemot, common gull and tern species. In addition, we found suitable data for herring gull, lesser black-backed gull, greater black-backed gull, black-headed gull, puffin, common guillemot and kittiwake.

The seabird demographic variables we used were number of individuals, nesting success, adult survival and predation. The number of mink removed are sourced from Rovbase. We found a large number of mink were removed from all areas and after several years the number decreased, except for at Oksøy-Ryvingen, where the number has increased after 2018. We couldn't separate the decrease in mink removal from a real decrease or due to reduced removal effort. This was due to missing data on when removal took place, and effort used. Both active hunting and passive trapping were used, however there was no information on where traps were placed and how long they were in use. It was therefore not possible to measure the effect of trapping method on mink removal. On initiation of mink removal, seabird abundance increased at five colonies and nesting success at two colonies. It was not possible to say whether this was due to mink removal as there was no data on other factors affecting seabird demography.

Future removal of mink should include documentation of mink activity before and after removal, and improved registration of removal effort. It is important to register relevant seabird variables that indicate the extent of mink predation and by how much nesting success improves after removal of mink. Adult survival will be less important for most species as it is affected by several factors away from the colony. A future mink removal campaign should include monitoring of nearby control areas to make it easier to see the effects of mink removal on seabirds. The effect of mink removal should be evaluated using an adaptive monitoring approach. Relevant variables of seabird demography should be also included. Quality control and evaluation of the effect of removal while campaigns continue will allow a better foundation to evaluate the effect of mink removal on ground nesting seabirds in the future. Potential areas include all the seven areas in this report. This will give a good geographical gradient and include most species that are

particularly vulnerable to mink predation. A minimum requirement is however registration of systematic effort, presence of mink, nest predation and relevant registration of demographic variables for seabird species.



# Innhold

|  |           |
|--|-----------|
| <b>Sammendrag</b> .....  | <b>3</b>  |
| <b>Abstract</b> .....  | <b>5</b>  |
| <b>Innhold</b> .....   | <b>7</b>  |
| <b>Forord</b> .....  | <b>8</b>  |
| <b>1 Innledning</b> .....  | <b>10</b> |
| <b>2 Sammenstilling av sjøfugl og mink data</b> .....  | <b>13</b> |
| 2.1 Metode.....  | 13        |
| 2.2 Datakvalitet.....  | 13        |
| Områder uten tilstrekkelig sjøfugldata.....  | 14        |
| <b>3 Effektmåling av minkuttak på bakkehekkende sjøfugl for utvalgte områder</b> .....                             | <b>19</b> |
| 3.1 Metode.....  | 19        |
| 3.2 Utvalgte minkuttaksområder med tilstrekkelig sjøfugldata.....  | 19        |
| 3.2.1 Færder nasjonalpark.....   | 19        |
| 3.2.2 Oksøy-Ryvingen landskapsvernområde.....  | 20        |
| 3.2.3 Heglane og Eime dyrelivsfredning.....  | 20        |
| 3.2.4 Fedje.....   | 20        |
| 3.2.5 Sør-Gjæslingan.....  | 20        |
| 3.2.6 Hjelmsøya naturreservat.....   | 22        |
| 3.2.7 Hornøya og Reinøya naturreservat.....  | 22        |
| 3.3 Effektmåling av minkuttak på bakkehekkende sjøfugl for utvalgte områder.....                                   | 22        |
| 3.3.1 Færder nasjonalpark, Vestfold og Telemark.....   | 22        |
| 3.3.2 Oksøy-Ryvingen landskapsvernområde, Agder.....   | 24        |
| 3.3.3 Heglane og Eime dyrelivsfredningsområde, Rogaland.....   | 26        |
| 3.3.4 Fedje, Vestland.....   | 28        |
| 3.3.5 Erfaringer om koloniflytting hos måker i Oslofjorden.....  | 31        |
| 3.3.6 Gjæslingan, Trøndelag.....   | 32        |
| 3.3.7 Hjelmsøya naturreservat, Troms og Finnmark.....  | 33        |
| 3.3.8 Hornøya og Reinøya naturreservat.....  | 35        |
| 3.3.9 Oppsummering.....  | 37        |
| <b>4 Diskusjon</b> .....   | <b>39</b> |
| 4.1 Minkuttaksmetoder.....   | 39        |
| 4.2 Hva er effekten av mink på sjøfugl?.....   | 40        |
| 4.2.1 Viktigheten av riktig tidspunkt for kartlegging.....   | 41        |
| 4.2.2 Viktigheten av å kartlegge hekkesuksess.....   | 41        |
| 4.3 Råd om videre uttak av mink.....   | 41        |
| 4.4 Råd om hvilke områder som egner seg for fremtidig effektmåling og hvordan effektmålingen bør gjennomføres..... | 42        |
| 4.4.1 Begynn med et godt design.....   | 43        |
| 4.4.2 Dokumentér tiltaket og effekten av det.....  | 43        |
| 4.4.3 Lag skriftlige protokoller.....  | 43        |
| 4.4.4 Gjør sjøfuglregistrering etter en felles mal.....  | 44        |
| 4.4.5 Sammenlign med nærliggende kontrollområder.....  | 44        |
| 4.4.6 Ha gode rutiner for lagring av data.....   | 45        |
| 4.4.7 Lag synergier med eksisterende prosjekter.....   | 46        |
| <b>5 Referanser</b> .....  | <b>48</b> |

## Forord

Mink er regnet som en uønsket art i norsk fauna og ble plassert på Fremmedartlista i 2018 i kategorien «svært høy risiko». Et hovedproblem med mink er at den er en effektiv reirpredator på bakkehekkende fugl. Denne rapporten er et resultat av Miljødirektoratets utlysning «Effekt-måling minkuttak på bakkehekkende sjøfugl», der de ber om en evaluering av de tiltak som har vært gjennomført for å redusere tettheten av mink, med hensyn til effekt på bestandsutvikling, overlevelse og hekkesuksess hos sjøfugl.

I henhold til utlysningsteksten har vi sammenstilt sjøfugldata fra utvalgte områder hvor minkuttak har vært igangsatt av Statens naturoppsyn (SNO), på oppdrag fra statsforvalterne. I henhold til utlysningsteksten til oppdraget skulle slike sjøfugldata være tilgjengelig gjennom overvåking- og kartleggingsprogrammet SEAPOP i databasen seapop.no, sjøfuglkartverket (database driftet av NINA) og lokal overvåking av sjøfugl i verneområder i regi av statsforvalterne, i Artsobservasjoner (artsobservasjoner.no) under prosjektnavnet «Miljodir\_sjøfugl\_verneomraader».

I praksis fant vi lite egnede data i disse databasene. Data i sjøfuglkartverket var lett tilgjengelig, men lite egnet ettersom aktuelle områder ikke var dekket av denne overvåkingen. Data måtte også bearbeides før bruk. Data fra SEAPOP nøkkel lokaliteter er administrert av enkeltforskere, og er tilgjengelig på forespørsel fra disse. Dataene er imidlertid ikke lagt opp til å si noe om minkpredasjonens betydning på sjøfuglers demografi og hadde derfor begrenset verdi i dette oppdraget. Data fra «Lokal overvåking av sjøfugl i verneområder» er åpent tilgjengelig for innloggede brukere i Artsobservasjoner under prosjektet «Miljodir\_sjøfugl\_verneomraader», men det var svært begrenset med data sammenlignet med kjente tidsserier fra sjøfugllokalitetene. Vi har derfor vært nødt til å ta kontakt med statsforvalterne direkte for å sammenstille sjøfugldata fra tellinger bestilt av dem. I tillegg har vi tatt kontakt med enkeltforskere og privatpersoner for å prøve å finne egnede sjøfugldata. Da det har vist seg at data ikke alltid har vært tilgjengelige eller komplette i de eksisterende databasene, har det forsinket sammenstillingsprosessen betydelig. Det har tatt tid å finne ut om data fortsatt eksisterer og hvor de i så fall er lagret. Data måtte også ofte bearbeides før de kunne brukes videre, for eksempel ved digitalisering av data tilgjengelig i skriftlige rapporter. I flere tilfeller har også metodene for datainnsamling vært dårlig beskrevet, noe som har gjort sammenstillinger over større geografiske områder svært vanskelig. Det resulterte i at vi kun har vært i stand til å studere effekten av minkuttak i syv av de 28 tiltaksområdene.

Minkuttaket har først og fremst vært gjennomført med tanke på å fjerne minken, og har i praksis ikke vært designet for at effekten av uttaket skulle kunne måles på sjøfuglbestanden. Under og etter tiltaket samles det inn informasjon om hvorvidt det er mink i et område eller ei gjennom et ukjent omfang av fellefangst, samt at området besøkes på sporsnø for å se etter minkaktivitet og kontroll med hund. Omfang og hvilke metode(r) som er tatt i bruk i denne overvåkingen er imidlertid ikke registrert, noe som gjør det vanskelig å vurdere om et område har blitt minkfritt som en følge av tiltaket. Vi fant kun ett tilfelle hvor effekten av minkuttaket kunne sammenlignes med nærliggende kolonier uten minkuttak. Dette resulterer i at det i liten grad er mulig å skille naturlig dynamikk i sjøfuglbestandene fra effektene av minkuttaket. Hvis det er ønskelig å gjøre fremtidige effektmålinger av minkuttak, anbefaler vi at det utarbeides et studiedesign med flere repliserte kontroll- og uttaksområder, hvor effekten på både mink- og sjøfuglbestandene overvåkes etter samme protokoll.

Rapporten har avdekket store svakheter og mangler i de bakenforliggende databasene og dataene som skulle danne grunnlaget for denne rapporten. Det har som nevnt skapt forsinkelser i ferdigstillingen av rapporten. Av samme grunn følger heller ingen datasett med denne rapporten selv om det var nevnt i grunnlagsdokumentet for prosjektet.

Vi retter en stor takk til enkeltpersoner som har stilt opp på kort varsel med private data eller hjulpet til med å grave i arkivene etter sjøfugldata.

Jennifer Stien  
Tromsø, august 2023

# 1 Innledning

Amerikansk mink (*Neovison vison*), heretter mink, er et mårdyr opprinnelig fra Nord-Amerika som ble innført til Europa og Norge for pelsdyroppdrett (DN-utredning 6-2011). Mink ble første gang innført til Norge ved etableringen av en minkfarm på Vestlandet i 1927. Dyr som har rømt fra oppdrett har etablert ville bestander, og mink finnes i dag i alle landets fylker. Mink er regnet som en uønsket art i norsk fauna og ble plassert på Fremmedartlista i 2018 i kategori «svært høy risiko». Et hovedproblem med mink er at den er en effektiv reirpredator på bakkehekkende fugl. Det er kjønnsforskjeller hos mink. Hunner har et større skadepotensiale siden hunner er stedsfaste og ofte har unger, og dermed større matbehov en enslige hanner. Hanner har et større spredningspotensial ettersom de flytter seg over større områder, særlig i parringstiden.

Som en respons til skadepotensial fra mink har Miljødirektoratet utarbeidet en handlingsplan mot mink (DN-rapport 5-2011), og basert på denne gjennomført tiltak for å begrense tettheten og utbredelsen av mink ved jaktuttak ved bruk av spesialtrente hunder fulgt av fellefangst i og i randsonen av områdene. De utvalgte områdene har, med noen få unntak, blitt valgt pga at det vil være vanskelig for minken å rekolonisere områdene når de er tømt for mink. Mink har en sterk tilknytning til vann, og tiltak har særlig vært knyttet til fuglereservater og hekkekolonier for våtmarksfugl og sjøfugl. Dette arbeidet har vært utført av Miljødirektoratets feltavdeling (SNO), og pågår fortsatt. Mink som tas ut av SNO registreres i Rovbase, og per i dag er det over 4 500 registreringer av mink i databasen med geografiske koordinater for uttak av enkeltindivider og uttaksmetoden (hovedsakelig jakt eller feller). Antall verneområder hvor minkuttak har vært satt i gang har vært økende, og metodene som er brukt har vært utviklet og tilpasset basert på erfaringer i felt.

Vi har sammenstilt data på minkuttak og sjøfugl i et utvalg av områdene med minkuttak for å vurdere effekten av minkuttak på sjøfugl. I prosjektets utlysningstekst ble det gjort klart at fokus skulle rettes mot effekter på teist, terner og fiskemåke, men det ble åpnet for å velge andre arter dersom det ble grunnlagt hvorfor disse var relevante for bestillingen. Det var et krav at man skulle se på effekten av uttak av mink på bakkehekkende sjøfugl, herunder hekkesuksess, predasjon på voksne, egg og unger der data foreligger, og se dette i sammenheng med bestandsutvikling. Videre at en beregning skulle gjøres for minst to utvalgte minkuttaksområder med egnede sjøfugldata. Utlysningen pekte på at sjøfugldata ville være tilgjengelig gjennom de to overvåkingsprogrammene for sjøfugl; SEAPOP (seapop.no) og "Lokal overvåking av sjøfugl i verneområder" som er registrert i Artsobservasjoner (artsobservasjoner.no). Basert på resultatene fra effektberegningen krevde utlysningen at man kom med råd om hvilke områder som egner seg for fremtidig effektmåling og hvordan effektmålinger burde gjennomføres.

Størst volum av data på hekkende sjøfugl både i verneområder og ellers finnes i en nasjonal database, sjøfuglkartverket, som NINA forvalter, og som er en del av datagrunnlaget for innsynsløsningen på seapop.no. I tillegg har statsforvaltere gjennomført tellinger i utvalgte verneområder. Det er store variasjoner i omfang, oppstartsår, metodikk og artsdekning i statsforvalternes tellinger. For eksempel har Troms og Finnmark ingen tellinger i verneområder utover det som gjøres i SEAPOP, mens Rogaland og Telemark har en lang tradisjon for tellinger som strekker seg tilbake til 1970-tallet. Oslo og Akershus har sannsynligvis den beste tidsserien med tellinger av alle kolonier i Oslofjorden, også de utenfor reservater, annen hvert år siden tidlig på 1980-tallet. En tredje kilde til sjøfugldata finnes fra nøkkellokaliteter i SEAPOP, som NINA har ansvar for, og hvor utvalgte arter blir overvåket svært intensivt. Denne overvåkingen dekker et utvalg av sjøfuglarter og inkluderer 13 kolonier på Fastlands-Norge, spredt over en geografisk gradient fra nord til sør, og dekker de forskjellige havområdene langs norskekysten og dermed variasjonen i næringskilder og andre drivere som påvirker demografien til sjøfugl i Norge. Detaljerte data er tilgjengelig ved forespørsel hos de enkelte forskere som har ansvar for sjøfuglovervåkingen på disse nøkkellokalitetene.

En stor utfordring i gjennomføringen av oppdraget har vært i å få tak i egnede sjøfugldata knyttet til de utvalgte minkuttaksområdene. En hovedgrunn til dette er at sjøfugldata ikke eksisterer for

de fleste av disse områdene, mulig egnede data har ikke vært på et format som kan tas i bruk uten betydelig arbeid, eller dataene har vist seg å ikke være egnet for å beregne effekten av minkuttak på sjøfugl. Det foregår et arbeid for å standardisere databasene for både kysttellingene i SEAPOP sin sjøfugldatabase, sjøfuglkartverket, og for data fra statsforvalternes tellinger slik at de skal bli lettere tilgjengelige. I praksis har data fra statsforvalterne blitt lagt til kun i senere år (2014 og deretter), men ikke alle statsforvaltere har lagt inn dataene, og det er heller ikke lagt inn data fra alle årene med tellinger. Med få år med sjøfugldata tilgjengelig er det vanskelig å beregne effekten av minkuttak på sjøfugl fordi man ikke kan skille naturlige variasjoner i populasjonsstørrelse fra effekter av minkpredasjonen. I et forsøk i å få tak i kjente eksisterende data på sjøfugl i verneområdene som ikke er i Artsobservasjoner eller SEAPOP forespurte vi statsforvalterne om aktuelle tidsserier på sjøfugl. I tillegg har vi tatt kontakt med enkeltpersoner/forskere som kunne ha sjøfugldata som egnet seg for sammenstilling for de utvalgte minkuttaksområdene.

Det er Statsforvalteren som melder inn områder som er aktuelle for minkbekjempelse. Slike områder er i hovedsak verneområder som består av øyer og øygrupper. SNO vurderer områdets egnethet for uttak og minkbestand, og ressursbehovet i uttaksfasen og vedlikeholdsfasen opp mot prioriteringskriteriene i handlingsplanen. Områdene som blir valgt ut er, med noen få unntak, områder hvor det er mulig å få fjernet minken på permanent basis pga. avstand til omkringliggende områder som muliggjør rekolonisering, sterk strøm og lignende. I et flertall av områdene starter uttaksfasen med at hunder søker over områdene. Mink som blir funnet avlives av hundefører. Områdene søkes over gjentatte ganger til hunden ikke lenger markerer for mink. Feller plasseres deretter på utvalgte steder for å fange eventuelle gjenværende eller innvandrende mink. Når primærområdet er ansett som tomt, går arbeidet over i vedlikeholdsfasen, og bekjemplingsområdet oftest utvides. Dette skal bidra til å hindre eller redusere innvandring til primærområdet. En slik utvidelse av bekjemplingsområdet, kan føre til at antall rapporterte døde mink øker etter en periode med nedgang. I vedlikeholdsfasen bruker SNO primært feller for å ta ut mink. Om det er reproduksjon i området vil en gjerne få en eller flere mink i felle. Når et dyr er fanget, sjekkes området med hund for å se om det er flere mink. I starten av vedlikeholdsfasen søkes områdene regelmessig over med hund. Dette gjøres opp mot hekkesesongen, slik at området med størst mulig grad av sikkerhet er tomt for mink i hekkesesongen.

SNO beskriver at det kontinuerlige arbeidet med feller og hund gjør at en etter to til fire år, har en et godt bilde av hvordan området fungerer i forhold til minkens bruk. Videre arbeid i vedlikeholdsfasen vurderes på bakgrunn av denne erfaringen. Et områdenes beliggenhet og terrengets beskaffenhet gjøre at den praktiske gjennomføringen av vedlikehold og overvåking varierer mye. Noen områder har vedlikehold av feller to ganger i året, andre har elektronisk overvåking av fellene og fortsatt årlig oppfølging med hunder i forkant av hekkesesongen. Død mink registreres i Rovbase (rovbase.no), med sted, dato for avliving, kjønn og alderskategori og disse dataene ble gjort tilgjengelig i oppdraget. Fellene administreres i hovedsak i et annet system, med info om sted, dato for etablering, røktedato, fangst ol.

En vurdering av effekten av minkuttak på sjøfuglbestander bør også inkludere en vurdering av om tiltaket har lyktes med hensyn til bestandsbegrensning eller reduksjon av minkens utbredelse. Mink har stor evne til å spre seg og kolonisere nye områder, og egnede områder rekoloniseres gjerne etter fangst. Disse egenskapene er særlig tydelige i tetthetsregulerte populasjoner. Dette betyr både at overlevelseshastighet og immigrasjonsrate er forventet å øke ved økt uttak. Hvis uttak foregår på for liten skala relatert til spredningsevner til individer, vil området raskt fylles på nytt med nye individer. Sentrale variabler for å vurdere minkens bestandstrend krever derfor at det er mulig å måle både innsats ved uttak og minkaktivitet før og etter at uttaket har vært gjennomført. Alder, kjønn og når uttak foregår kan også gi viktig informasjon om hvor vellykket uttaksprosessen har vært. Grunnen til dette er at uttak av mink om vinteren/våren gjerne omfatter en overvekt av hanner mens reproduserende hunner som regel har det største predasjonspotensialet på sjøfugl (Craik 2008). I tillegg kan data om den romlige variasjonen i uttak over flere år gi kunnskap om hvor vellykket uttaket har vært. Studier viser at uttak har større suksess på relativt isolerte øyer (Nordström et al. 2004). Innad på store øyer er det lokalitetene nærmest

sjøen som er de beste leveområdene for mink, og vil være de siste områdene som blir minkfrie (Bodey et al. 2010)



## 2 Sammenstilling av sjøfugl og mink data

### 2.1 Metode

For å sammenstille eksisterende sjøfugldata med data fra de utvalgte uttaksområdene var det nødvendig å vite størrelsen på uttaksområdene. Minkuttaksområdene navngitt i utlysningen til oppdraget (Tabell 1) var ikke navngitt i Rovbase og hadde en uklar romlig utstrekning. Vi har derfor identifisert de utvalgte minkuttaksområdene referert til i utlysningen ved å plote koordinatene til avlivet mink registrert i Rovbase på verneområdenes areal. Overlappen mellom disse ble brukt for å definere arealet for innhenting av sjøfugldata.

For alle de utvalgte minkuttaksområdene og nærliggende kontrollområder ble det søkt etter sjøfugldata av tilstrekkelig kvalitet til å kunne sammenstille en lengre tidsserie over enten hekkesuksess eller bestandsstørrelse. Alle sjøfugldata fra uttaksområdene, eller i umiddelbar nærhet, og som var forventet å ha blitt påvirket av minkuttaket, ble vurdert som relevante for å vurdere effekten av minkuttak. Videre vurderte vi at sjøfugldata fra områder utenfor uttaksområdene, men hvor vi forventet felles drivere på demografi f.eks. gjennom samme havområde eller næringskilde, som relevante for å kunne si om eventuelle trender i demografiske data skyldes minkuttak eller andre faktorer. Tilgjengelige sjøfugldata og minkuttaksdata fra Rovbase ble plottet for å vise romlig overlapp mellom sjøfugldata og minkuttaksdata.

Det ble raskt klart at det finnes lite data på de tre prioriterte artene fiskemåke, teist og terner, blant annet fordi ingen av disse artene er inkludert i SEAPOP. Vi har derfor søkt bredt etter egnede sjøfugldata. De fleste sjøfuglartene blir predatert av mink, og et samlet datamateriale med flere arter kunne derfor i større grad belyse effekten av minkuttak. Data i SEAPOP sin database, sjøfuglkartverket, inkluderer både tellinger av sjøfugl langs kysten, i åpent hav, og demografiske data for utvalgte arter ved nøkkellokaliteter. I tillegg har vi samlet demografiske data fra forskere for enkelte nøkkellokaliteter og andre relevante sjøfuglkolonier der dataene ikke var tilgjengelige i SEAPOP sin database. Data fra «lokal overvåking av sjøfugl i verneområder» bestilt av statsforvalterne ligger i Artsobservasjoner under et felles prosjekt «Miljodir\_sjøfugl\_verneomraader». Ettersom det viste seg at lite av dataene samlet inn på bestilling fra statsforvalterne var tilgjengelige i Artsobservasjoner, tok vi kontakt med de enkelte statsforvalterne for å få tilgang til et større datamateriale med hensyn til romlig og tidsmessig dekning. Der det var kjennskap til at privatpersoner/organisasjoner hadde gjennomført tellinger tok vi kontakt med disse i et forsøk på å finne flere relevante data.

I vurderingen av sjøfugldata fokuserte vi særlig på om det var romlig overlapp med minkuttaksområdene, og om det var mulig å sammenligne dataene mellom forskjellige år. For å kunne sammenligne sjøfugldata mellom år må de være basert på tellinger utført på en systematisk og sammenlignbar måte. Telleområdet måtte være klart definert, slik at man kunne skille mellom hekkelokaliteter som står tomme (nullverdier) og lokaliteter som ikke har blitt talt. Tellemetoden måtte være klart definert slik at man vet om det ble gjennomført totaltelling, linje eller punkt-takseringer. Telleenheten måtte være klart definert slik at det er klart om det er talt antall individer, antall par, antall egg eller antall unger. Tidspunkt for taksering måtte være kjent slik at man kunne sammenligne omtrent samme tidsperiode, for eksempel vil antall individer variere mellom før, under og etter hekking avhengig av adferden til hekkende og ikke hekkende individer og hekkesuksess. For mange arter varierer også antallet aktive par/reir i koloniene gjennom sesongen, spesielt for små måker og terner.

### 2.2 Datakvalitet

Det er store mangler i sjøfugldatasettene. Som hovedregel ligger ikke data samlet inn av statsforvalteren i Artsobservasjoner. I de tilfellene hvor dataene er samlet under sjøfuglprosjektet i Artsobservasjoner er det stor variasjon i hvilke årstall som er publisert, hvilke metoder som er

brukt, og generell mangel på standardisert telleenhet. Fra sjøfuglkartverket er det lite data som egner seg pga. manglende eller lav forekomst av lokaliteter som overlapper med minkuttaksområder eller i nærliggende områder. Områder utenfor nøkkellokalitetene blir heller ikke telt så ofte av NINA at dataene egner seg til dette formålet. Det er få av SEAPOPs nøkkellokaliteter som overlapper med uttaksområdene for mink. Med noen få unntak drevet av ildsjeler eller mindre forskningsprosjekter, er det svært få områder utenom SEAPOPs nøkkellokaliteter som har egnede data på hekkesuksess eller andre demografiske parametere. Vi beskriver først sjøfugldata og deretter minkuttaksdata.

Blant 28 utvalgte verneområder med minkuttak fra 15 fylker spesifisert i utlysningen, har vi funnet egnede sjøfugldata fra sju områder (Tabell 1, Figur 1). Disse er Færder nasjonalpark i Vestfold, Oksøy-Ryvingen landskapsverneområde i Agder, Heglane og Eime naturreservat i Rogaland (i utlysningsskjema oppsummert i Tabell 1 er det referert til som Eime/Higgelen), Fedje i Vestland, Sør-Gjæslingen i Trøndelag, og Hornøya og Hjelmsøya i Troms og Finnmark (Tabell 1). De demografiske variablene som ble brukt og fremstilling og beregning av effekt av minkuttak er beskrevet i del 3.



Figur 1. Utvalgte områder med både mink uttak registrert i Rovbase og tilstrekkelig sjøfugl data

## Områder uten tilstrekkelig sjøfugldata

Vi klarte ikke å finne overvåkingsdata på sjøfugl fra Sør-Smøla landskapsverneområde og "Fast-Smøla" med verneområder i Møre og Romsdal, Søla og Fugløya i Nordland, Edøya-Hekkingen og Måsværet-Flatværet i Troms, Gjesværestappan i Finnmark og heller ikke Ytre Hvaler nasjonalpark i Østfold. Det har aldri vært omfattende minkuttak på holmer og øyer i Indre Oslofjord, men noen data fra hettemåker herifra er likevel presentert. Vi fant aldri data med en struktur som lot seg bruke for Stråholmen mfl. i Telemark samt alle stedene i Rogaland og Hordaland med unntak av Eime/Higgelen og Fedje. For flere av områdene med vanskelig tilgjengelige

sjøfugldata vet vi i tillegg at mye mink er fjernet fra området uten å være registrert i Rovbase. Dette gjelder særlig for Karmøy (under Flere sjøfuglreservater i Tabell 1), Kvitsøy og Kjør, Rott og Håstein i Rogaland. Dette kompliserer effektmåling av minkuttak i disse områdene ytterligere. Ved verneområder på øygrupper som var høyprioritert for uttak av mink i Vestland startet først minkuttak i 2020, noe som er for nylig til at man vil kunne måle effekten av minkuttaket på sjøfuglbestandene. Dette gjelder også for Raudøya-Kvaløya i Trøndelag hvor minkuttaket startet først i 2022. Ved Tofteholmen, Ramvikholmen og Vealøus i Buskerud, og Runde i Møre og Romsdal er det vanskelig å vurdere ut fra Rovbase om området har vært minkfritt eller ikke. Vi har derfor ikke søkt etter sjøfugldata fra dette området.

Sjøfugldata for Karlsøyvær naturreservat, Støttværet naturreservat, og Svellingsflaket landskapsvernområde har vi funnet en rapport med artsobservasjoner (statsforvalteren i Nordland 2021). Her finner vi lite samsvar mellom rapportdata og databasen. I rapporten er det ingen beskrivelse av hvor data har vært hentet fra, og hvordan de har blitt håndtert før analysen og fremstillingen av resultatene i rapporten. Dette har gjort det umulig å vurdere om sjøfugldata fra disse verneområdene er egnet til beregning av effekten av minkuttak på sjøfugl. I rapporten nevner forfatterne de erfaringer de har fra opparbeidingen av datagrunnlaget. Her rapporterer de at det er lite data (de fleste områdene har kun to eller tre tellinger), og at kvaliteten på tellingene er svake på grunn av metodiske problemer med tellingene (lav oppdagbarhet, særlig i dårlig vær). De rapporterer også at arbeidet med å samle og kvalitetssikre eksisterende data fortsetter. Vi har ikke hatt mulighet til å følge opp hvordan dette arbeidet går, men ettersom statsforvalteren i Nordland fortsetter arbeidet med å standardisere dataene vurderer vi at sjøfugldataene fremstilt i rapporten ikke kan kvalitetssikres av oss.

Det finnes en lang tidsserie på ærfugl fra Grindøya i Troms i regi av SEAPOP sine nøkkellokaliteter. Uttak av mink startet i senere tid (2018) og har vært lav (mellom 0 og 3 individer mellom 2018 og 2022). Data fra før minkuttaket startet, viser at forekomst av mink er sporadisk og kan ha stor påvirkning på voksenoverlevelse og ungeproduksjon (Erikstad et al. 2009).

Det var et ønske fra Miljødirektoratet om at vi prøver å finne overvåkingsdata på Teist fra Færder nasjonalpark. Det finnes individtellingsdata for teist fra Tjøme. Dataene fra sjøfugltellingene fra området ligger på Artsobservasjoner, men det vil kreve innsats utenfor prosjektrammene å sammenstille disse dataene ettersom tellingene etter alt å dømme ikke er standardisert.

**Tabell 1.** Oversikt over områder utvalgt av oppdragsgiver hvor det har vært uttak av mink i perioden 2005 - 2020. I feltet 'Metode' har vi tatt med innhold i feltet 'Metode' i utlysingsdokumentet Vedlegg 1 og tilleggsinformasjon fra Vedlegg 2. I feltet 'Egnede sjøfugldata tilgjengelig?' er områder med sjøfugldata av tilstrekkelig kvalitet til å vurdere effekten av uttak av mink på sjøfugl merket med «Ja», ellers «Nei», og feltet 'Kommentarer' gir en kort oppsummering av kvalitet og tilgjengelighet av sjøfugldata og hvor relevant, informasjon om utvalg av minkuttaksområdene i rapporten (se tekst).

| Fylke            | Geografisk avgrensning              | Oppstarts år       | Metode  | Egnede sjøfugldata tilgjengelig? | Kommentarer  |
|------------------|-------------------------------------|--------------------|---|----------------------------------|--|
| Østfold          | Ytre Hvaler nasjonalpark            | 2009(JF)-2011(SNO) | Hundeekvipasjer i kombinasjon med fellefangst i randsonen. Vedlikeholdes med feller. Sjekk med hund i 2022: to mink funnet og tatt ut.                                  | Nei                              | Ikke egnet. Ingen publiserte sjøfugldata.  |
| Oslo og Akershus | Holmer og øyer i indre Oslofjord    |                    | Uttak av predatorer (rødrev og mink). Minkuttak er et biprodukt av jakt på rev – området er islagt i deler av året. Har vært styrt av statsforvalteren i Oslo og Viken. | Ja                               | Det finnes ikke uttaksdata i Rovbase. Sjøfugldataene er gode, men mink har tradisjonelt ikke vært et problem utenom på enkelte øyer. Det er sjelden man har hatt kontroll på om øyer er mink eller revefrie. |
| Buskerud         | Tofteholmen, Ramvikholmen og Vealøs | 2014               | Tømt ved hjelp av hund i 2014. (4stk). Fulgt opp sporadisk siden.   | Nei                              | Vanskelig å vurdere effekten av minkuttak  |
| Vestfold         | Færder nasjonalpark                 | 2011               | Hundeekvipasjer i kombinasjon med fellefangst i randsonen   | Ja                               | Måkearter og terner (Artsobservasjoner, E. Soglo). Se del 3  |
| Telemark         | Stråholmen mfl.                     | 2014               | Uttak med hunder. Vedlikeholdt med hund/feller  | Nei                              | Ikke sammenstilt   |
| Agder            | Oksøy-Ryvingen landskapsvernområde  | 2011               | Hundeekvipasjer i kombinasjon med fellefangst i randsonen   | Ja                               | Fiskemåke, gråmåke, makrellterner og svartbak (SEAPOP, M. Helberg). Se del 3   |
| Rogaland         | Flere sjøfuglreservater             | 2017               | Uttak med hunder. Vedlikeholdt med hund/feller  | Nei                              | Ikke sammenstilt, vi vet om mye mink fjernet fra områdene av privat jegere og som derfor ikke er i Rovbase   |
| Rogaland         | Eime/Higgelen                       | 2006               | Uttak med hund.   | Ja                               | Fiskemåke, teist, terner, gråmåke, sildemåke, svartbak, toppskarv og grågås (statsforvalteren i Rogaland). Se del 3  |
| Rogaland         | Kvitsøy                             | 2007               | Uttak med hund/feller   | Nei                              | Relativt lave nivåer av minkuttak i Rovbase kombinert med at vi vet om mye mink fjernet fra områdene som ikke er i Rovbase, og som dermed kompliserer analyse ytterligere.                                   |
| Rogaland         | Kjør Rott Håstein                   |                    | Hundeekvipasjer i kombinasjon med fellefangst, samt fellefangst og jakt på fastlandssiden.  | Nei                              | Relativt lave nivåer av minkuttak i Rovbase kombinert med at vi vet om mye mink fjernet fra områdene som ikke er i Rovbase, og som dermed kompliserer analyse ytterligere.                                   |

|                   |  |                |   |     |  |
|-------------------|--|----------------|---|-----|--|
| Hordaland         | Alle holmer/øygrupper utenfor fastlandet                           | (2014)<br>2020 | Ble administrert av SF fra 2014 – senere overtatt av SNO. Hundekvipasjer i kombinasjon med fellefangst, samt fellefangst og jakt på fastlandssiden. | Nei | Ikke sammenstilt   |
| Vestland          | Fedje (Alver og Øygarden nord)                                     | 2012           | Hundekvipasjer i kombinasjon med fellefangst, samt fellefangst og jakt med hundekvipasjer på Alver og Øygdssiden. Kamerafeller satt ut av NINA      | Ja  | Svartbak, gråmåke og sildemåke (NINA, A. Breistøl ikke publisert; statsforvalteren i Vestland) Se del 3  |
|                   | Verneområder på øygrupper som svarer til kriteriene i HP           | 2020           | Hundekvipasjer i kombinasjon med fellefangst i randsonen  | Nei | Uttak er for nylig til å kunne se noen effekter av minkuttak   |
| Møre og Romsdal   | Sør-Smøla landskapsvernområde og "Fast-Smøla" m/verneområder Runde | 2011           | Hundekvipasjer i kombinasjon med fellefangst i randsonen mot Smøla. Utstrakt fellefangst på resten av Smøla.  | Nei | Ingen publiserte sjøfugldata funnet  |
|                   |  | 2019           | Fellefangst og sporadiske besøk med hundekvipasje   | Nei | Vanskelig å vurdere effekten av minkuttak for selve fuglekoloniene   |
| Trøndelag         | Sør-Gjæslingan-Nordøyan  | (2016)<br>2017 | Hundekvipasjer i kombinasjon med fellefangst i randsonen mot Viknaøyene   | Ja  | Krykkje (NINA, V. S. Bråthen, ikke publisert)  |
|                   | Raudøya-Kvaløya  | (2021)<br>2022 | Startet opp rett etter påske 2022 med hundekvipasjer og utsetting av feller   | Nei | Uttak er for nylig til å kunne se noen effekter av minkuttak   |
| Nordland          | Søla   | 2013           | vedlegg 2   | Nei | Hekketellinger er ikke gjennomført siden 80-tallet.  |
|                   | Karlsøyvær   | 2018           | vedlegg 2   | Nei | Lite samsvar mellom tall i rapport og artsobservasjoner  |
|                   | Fugløya  | 2018           | vedlegg 2   | Nei | Lite samsvar mellom tall i rapport og artsobservasjoner  |
|                   | Støtt  | 2018           | vedlegg 2   | Nei | Lite samsvar mellom tall i rapport og artsobservasjoner  |
|                   | Svellingsflaket  | 2016           | vedlegg 2   | Nei | Lite samsvar mellom tall i rapport og artsobservasjoner  |
| Troms og Finnmark | Grindøya   | 2018           | vedlegg 2   | Nei | Lite og sporadisk. Rapport viser mulige negative effekter, og enkelte observasjoner av mye predasjon i noen år. Men ikke vurdert som hovedgrunn til nedgang (Bårdsen m. fl. 2018). |
|                   | Edøya-Hekkingen  | 2016-2017      | vedlegg 2   | Nei | Ingen nyere sjøfugldata i sjøfuglkartverket. Statsforvalteren har ikke gjennomført tellinger for vernede områder   |
|                   | Måsværet-Flatværet   | 2019           | vedlegg 2   | Nei | Ingen nyere sjøfugldata i sjøfuglkartverket. Statsforvalteren har ikke gjennomført tellinger for vernede områder   |
|                   | Hornøya/Reinøya  | 2013           | vedlegg 2   | Ja  | Lunde, SEAPOP. Se del 3  |

Gjesværstappan

Sporadiske besøk. Svært utfordrende terreng og vanskelige landingsforhold.

Nei

Det er ikke kontinuerlig overvåkning verken av mink eller sjøfugl her

Hjelmsøya

2016

vedlegg 2

Ja

Lomvi og lunde, SEAPOP. Se del 3



## 3 Effektmåling av minkuttak på bakkehekkende sjøfugl for utvalgte områder

### 3.1 Metode

Fra sju områder er det tilgjengelig sjøfugldata som kan benyttes til å vurdere effekten av minkuttak på bakkehekkende sjøfugl. Disse er Færder nasjonalpark, Oksøy-Ryvingen landskapsvernområde, Heglane og Eime naturreservat, Fedje, Sør-Gjæslingen, Hornøya og Reinøya naturreservat, og Hjelmsøya naturreservat. Områdene dekker en geografisk gradient fra nord til sør og havområdene Sørlege Barentshavet, Norskehavet, Nordsjøen og Skagerrak. Prioritert arter hvor data er tilgjengelig er teist (*Cepphus grylle*), fiskemåke (*Larus canus*) og terne (*Sterna spp.*). I tillegg fant vi data på gråmåke (*Larus argentatus*), sildemåke (*Larus fuscus*), svartbak (*Larus marinus*), hettemåke (*Chroicocephalus ridibundus*), lunde (*Fratercula arctica*), lomvi (*Uria aalge*) og krykkje (*Rissa tridactyla*). Disse artene ble inkludert ettersom alle er kolonihekkende arter, og alle hekker på bakken eller ofte på plasser som er lett for mink å komme seg til. Høy tetthet og lett tilgjengelighet gjør disse artene sårbare for mink som dreper og lagrer bytte til fremtidig matbehov. Det er derfor teoretisk forventet at uttak av mink fører til redusert predasjon, økt produksjon av unger og økt voksenoverlevelse. Der hvor bestandstrenden har vært nedadgående vil dette igjen kunne føre til stabilisering av bestandsstørrelse. Om man klarer å se en positiv effekt av å ta ut mink i disse områdene er dermed avhengig av både omfanget av minkpredasjon og andre nøkkelfaktorer som påvirker demografien, f.eks. næringstilgang, vær, og klimaendringer. I tillegg må sjøfugldata være samlet på riktig tids- og romlig skala for å kunne måle en effekt av minkuttak. De demografiske variablene som ble brukt for å vurdere om det er en effekt av minkuttak på sjøfugl inkluderte antall par, hekkesuksess og mål på predasjon.

Antall mink som er tatt ut i de utvalgte koloniene er hentet fra Rovbase. Her finnes det individuelle registreringer av mink som er tatt ut. For hver mink følger det med lokasjon, tidspunkt, kjønn, alder og flere andre variabler. Vi bruker totalt antall mink tatt ut og ratioen mellom totalt antall hanner og hunner hvert år. Alderen er registrert, men etter at det ble noe usikkerhet om metoden (tannanalyser) er egnet til dette (Skåtan pers. komm.), har vi ikke tatt alder med i analysen. Vi hadde heller ingen data på uttaksperioden (f.eks. ved Svellingsflaket finnes det flere sammenhengende datoer for registreringer av uttak, uten at uttaksperioden er definert) eller en klar definisjon av området for uttaket. Vi vet derimot at uttaksområdene har vært gjennomført systematisk hvert år med ettersøkshund og/ eller med feller i perioden mellom søk med hund, men vi vet ikke hvor mange feller som ble brukt, plasseringen av fellene, eller om alle var funksjonelle til hver tid. I Rovbase finnes det flere kategorier for type uttak. Vi brukte Rovbase kategori «fellefangst», og slo sammen jakt-hagle, jakt-rifle til «aktiv jakt med ettersøkshund» (heretter aktiv jakt) siden det ikke er noen kategori som spesifiserer jakt med ettersøkshund. Andre kategorier fra Rovbase ble slått sammen til «annet».

I del 3.2, beskriver vi antall mink som er registrert i Rovbase, og sier noe om trender i minkpopulasjon og metodikk for uttak. Deretter, i seksjon 3.3, har vi plottet tidsseriene av sjøfugldata og minkdata og bruker statistiske analyser hvor data er tilstrekkelige for å kunne si noe om effekten av minkuttak på sjøfugl.

## 3.2 Utvalgte minkuttaksområder med tilstrekkelig sjøfugldata

### 3.2.1 Færder nasjonalpark

Minkuttak ble først registrert i Rovbase for Færder nasjonalpark i 2013 (Figur 2). Totalt har uttak av 161 mink blitt registrert i Rovbase frem til 2022. Uttak har vært registrert på de fleste av de ytre holmene i nasjonalparken. Antall mink registrert økte kraftig fra sju individer i 2013 til en topp på 34 individer i 2017. Deretter har antall mink registrert gått ned med alternerende høyt og lavt

antall mink hvert år. I 2022 ble totalt 12 individer registrert i Rovbase. Som beskrevet av Miljødirektoratet ble det de første par årene i hovedsak gjort uttak ved bruk av hund og aktiv jakt, før man gradvis har gått mer og mer over til fellefangst. Registrering av uttak ved bruk av feller skjedde først i 2014 med ett individ, og antallet økte jevnlig til en topp mellom 2017 og 2019 med mellom 17 og 34 dyr registrert tatt ut med feller. Antall mink faller deretter kraftig til seks dyr i 2020, før den tar seg opp igjen til 18 dyr i 2021 og 12 dyr i 2022. Fra kjønnsfordeling av individene som er registrert i Rovbase, ser vi at over hele perioden har det vært både hunner og hanner som er tatt ut. Totalt ble det registrert litt flere hanner (n=88) enn hunner (n=71). Kjønnsfordelingen endret seg fra flest hunner ved oppstart i 2013 (71% hunner, n=7) til flest hanner i 2022 (17% hunner, n=12), men totalantallet er lavt og det er derfor stor usikkerhet i dette tallmaterialet.

### 3.2.2 Oksøy-Ryvingen landskapsvernområde

For Oksøy-Ryvingen landskapsvernområde ble mink først registrert i Rovbase i 2010 (Figur 2). Totalt 687 individer er registrert avlivet i Rovbase frem til 2022. Tolv individer ble registrert i 2010 og deretter har antall registreringer holdt seg relativt stabilt mellom 34 og 42 individer hvert år frem til 2018, bortsett fra to topper, en i 2013 (61 individer) og en i 2017 (57 individer). Fra 2019 har antall registrerte mink økt kraftig hvert år til 122 individer i 2022. Registreringene frem til 2015 har fangstkategori «Annet» uten ytterligere forklaring, og kan ikke brukes for å vurdere jaktmetoden. Mellom 2016 og 2018 ble de fleste registrert med metoden aktiv jakt. Deretter har de fleste registreringer vært med fellefangst frem til 2021. I 2022 var igjen aktiv jakt den hyppigste jaktmetoden. Kjønnsfordeling totalt sett ligger stabilt rundt halvparten hunner de fleste årene (gjennomsnitt  $46\% \pm 8\%$ , 37 – 59%, Figur 2).

### 3.2.3 Heglane og Eime dyrelivsfredning

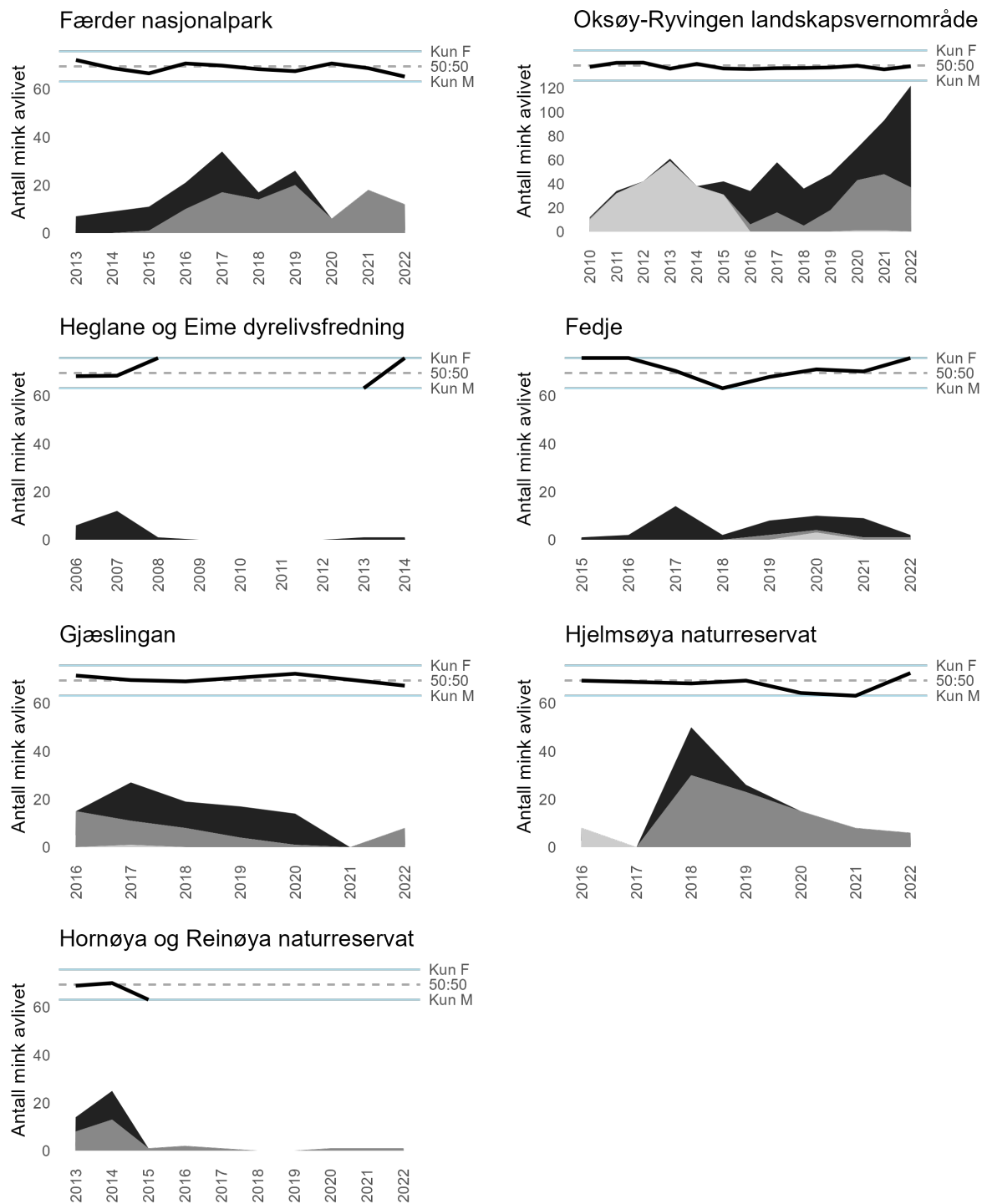
Minkuttak ble første gang registrert i Rovbase for Heglane og Eime dyrelivsfredning i 2006 (Figur 2). Totalt har 21 mink blitt registrert avlivet i Rovbase. Antall mink registrert økte fra ett individ i 2006 til 12 individer i 2007 og deretter, i 2008, 2013 og 2014, ble kun ett individ registrert hvert år. Etter 2014 har ingen mink blitt registrert i Rovbase. Uttaksmetode har vært aktiv jakt. Fra kjønnsfordeling ser vi at det totalt sett har vært mer eller mindre lik andel hunner (n=9) som hanner (n=11). I 2008 og 2014 ble det tatt ut en hunn, mens det i 2013 ble tatt en hann (Figur 2).

### 3.2.4 Fedje

Minkuttak ble første gang registrert i Rovbase fra Fedje i 2015 (Figur 2). Totalt har 48 individer blitt registrert frem til 2022. Antall mink registrert tatt ut var lav i 2015 (ett individ) og 2016 (to individer), før den økte til en topp på 14 individer i 2017. Kun to individer ble registrert i 2018, før antall økte og holdt seg stabilt mellom åtte og 10 individer mellom 2019 og 2021, og sank til to dyr i 2022. Uttak med fellefangst ble registrert først i 2019 med ett individ. I 2020 ble ett dyr tatt ut med ukjent metode. Vi har fått opplyst at denne minken ble funnet død i ei krabbeteine som sto på land. Som for de fleste av områdene ble størstedelen av uttaket gjort ved aktiv jakt. Det ble registrert både hunner og hanner i uttaksperioden med jevn fordeling mellom kjønn (57% hunner, n=14 individer) i 2017, og totalt sett litt flere hunner (n=26) enn hanner (n=20) i hele uttaksperioden.

### 3.2.5 Sør-Gjæslingan

Minkuttak ble første gang registrert i Rovbase for Sør-Gjæslingan i 2016 (Figur 2). Totalt er 100 individer registrert frem til 2022. Femten individer ble registrert i 2016 og deretter nådde uttaket en topp i 2017 før antallet minket til null individer registrert i 2021. I 2018 ble åtte individer registrert i Rovbase. I motsetning til Færder nasjonalpark og Oksøy-Ryvingen, er nedgangen ganske jevn, noe som kan tyde på om at det ikke har vært påfyll av nye individer etter hvert uttaksforsøk. Det ble registrert uttak ved fellefangst i 2016, før aktiv jakt har tatt over som dominerende jaktform. I 2020 ble en mink tatt ut med fellefangst, mens 14 individer ble tatt ut med aktiv jakt. Dersom



Figur 2. Minkuttak registrert i Rovbase fra utvalgte lokaliteter som har egnede sjøfugldata. Øverste panel for hvert område viser kjent kjønnsfordeling for registrerte uttak (øverste lyseblå linje 'Kunn F' = bare hunnkjønn, nederste lyseblå linje 'Kunn M' = bare hankjønn, og grå stippet midtlinje '50:50' = like fordeling av hunn- og hankjønn). Nederst for hvert område vises antall mink registrert i Rovbase per år. Jaktmetoden vises som svart for aktiv jakt, mørkegrått for fellefangst, og lysegrått for andre uttaksmetoder.

det var funksjonelle feller på øyene i likhet med tidligere år, tyder det på at aktiv jakt er en bedre metode å ta ut mink på i dette området og denne perioden. Det ble registrert både hunner og hanner i uttaksperioden, med flere registrerte hunner (n=51) enn hanner (n=39). Kjønnfordeling endret seg fra flest hunner i 2016 (67% hunner, n=15) til flest hanner i 2022 (33% hunner, n=8), Figur 2).

### 3.2.6 Hjelmsøya naturreservat

Minkuttak ble først registrert i Rovbase for Hjelmsøya naturreservat i 2016 (Figur 2). Totalt er 94 individer registrert avlivet frem til 2022. Åtte individer ble registrert avlivet i 2016, ingen individer ble avlivet i 2017, og de fleste individene ble registrert avlivet i 2018. Deretter har antallet mink som er registrert avlivet blitt mindre for hvert år før det har stabilisert seg på mellom åtte og seks individer avlivet i 2021 og 2022. Mangel på 'topp og dal' mønster kan tyde på at det ikke har vært påfyll av nye individer etter uttaksforsøk. Likevel viser stabiliseringen i minkuttaket at det antageligvis er flere mink igjen i 2022. I motsetning til de fleste andre områdene med minkuttak har de fleste minkene på Hjelmsøya blitt tatt ut med felle (Figur 2). Store deler av Hjelmsøya er utilgjengelig til fots med ettersøkshund, og dermed har fellefangst vært eneste aktuelle metode. De åtte individene som ble registrert avlivet i 2016 ble registrert som tatt ut ved skadefelling. Det er et høyt antall individer med ukjent kjønn registrert i Rovbase for Hjelmsøya. Dette gjør det vanskelig å sammenligne kjønnfordeling både totalt sett og gjennom uttaksperioden.

### 3.2.7 Hornøya og Reinøya naturreservat

Minkuttak ble første gang registrert i Rovbase for Hornøya og Reinøya naturreservat i 2013 (Figur 2). Totalt er 45 individer registrert avlivet frem til 2022. Fjorten individer ble registrert avlivet i 2013 og flest mink ble registrert tatt ut i 2014 med 24 individer. Etter 2014 har kun ett individ blitt registrert avlivet i Rovbase ved hvert uttaksforsøk, bortsett fra 2016 hvor to individer ble avlivet. Det tyder på at det er relativt få mink igjen i området. Av disse var tre individer hanner, mens fire individer ble registrert med ukjent kjønn. I likhet med Hjelmsøya ble de fleste mink tatt ut med fellefangst, og ingen mink er registrert tatt ut med aktiv jakt etter 2014.

## 3.3 Effektmåling av minkuttak på bakkehekkende sjøfugl for utvalgte områder

I denne seksjonen undersøker vi hvert enkelt av de utvalgte områdene med egnede data for sjøfugl. Vi beskriver databehandling av sjøfugldata i metodeseksjonen og går gjennom resultater med hensyn til effektmåling av uttak av mink på bakkehekkende sjøfugl i resultatdelen. Områder hvor det er både sjøfugl- og minkdata er avgrenset som vist i figurene. Områdene samsvarer i ulik grad med verneområdene.

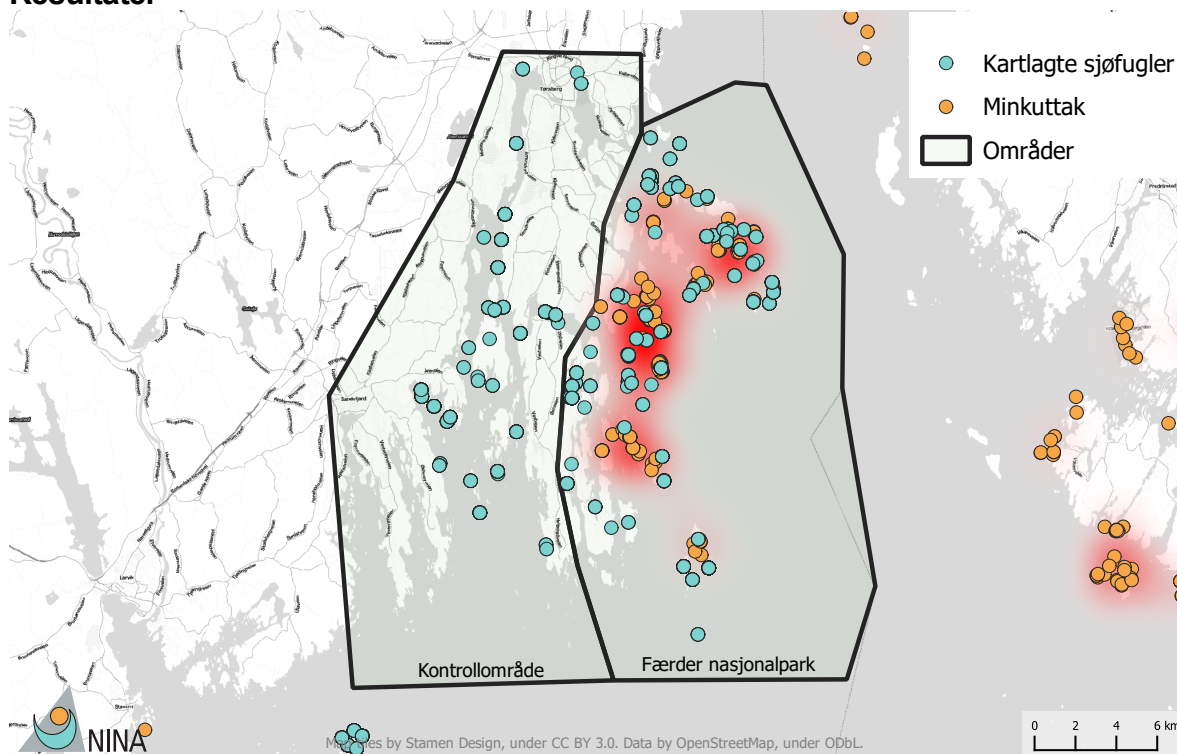
### 3.3.1 Færder nasjonalpark, Vestfold og Telemark

#### Metoder

I Færder nasjonalpark i Vestfold og Telemark fylke har sjøfugler blitt kartlagt regelmessig siden 1970 eller 1980-tallet. Det har imidlertid ikke vært mulig å finne komplette data lenger tilbake enn 2010, og tilgjengelig data er derfor fra perioden 2010-2020. Det har blitt telt sjøfugler årlig i disse årene, både i selve nasjonalparken, og på andre siden av Nøtterøy, utenfor nasjonalparken og minkuttaksområdet. Datasettet på sjøfugl gjør det mulig å skille mellom verneområder hvor det har vært tatt ut mink og områder hvor mink ikke er tatt ut (Figur 3), og det er derfor mulig å beregne effekten av minkuttak kontrollert for andre, ukjente, påvirkningsfaktorer på sjøfugl. Sjøfugldata for Færder inneholder alle sjøfuglarter i området, men vi har valgt å fokusere på måkeartene og terner ettersom disse er de eneste hvor det telles antall aktive reir. Teist ble tatt ut av

analysene ettersom de telt med en annen metode og ble ikke inkludert i datasettet som er hentet ut her. Dataene er hentet fra Artsobservasjoner, men har ikke vært tagget med Miljødirektoratets prosjekt. Vi har dermed kun inkludert observasjoner med hekkkode utført av Egil Soglo ved SNO. Observasjonene er rapportert i Artsobservasjoner som «N ind. reir med egg eller unger». Vi vet ikke hvilken enhet som er telt eller om tallene rapportert er antall reir eller individer i koloniene. Ettersom det finnes en del oddetall i datasettet antar vi at det som er rapportert er antall aktive par/aktive reir, og behandler det som par videre i denne rapporten.

## Resultater



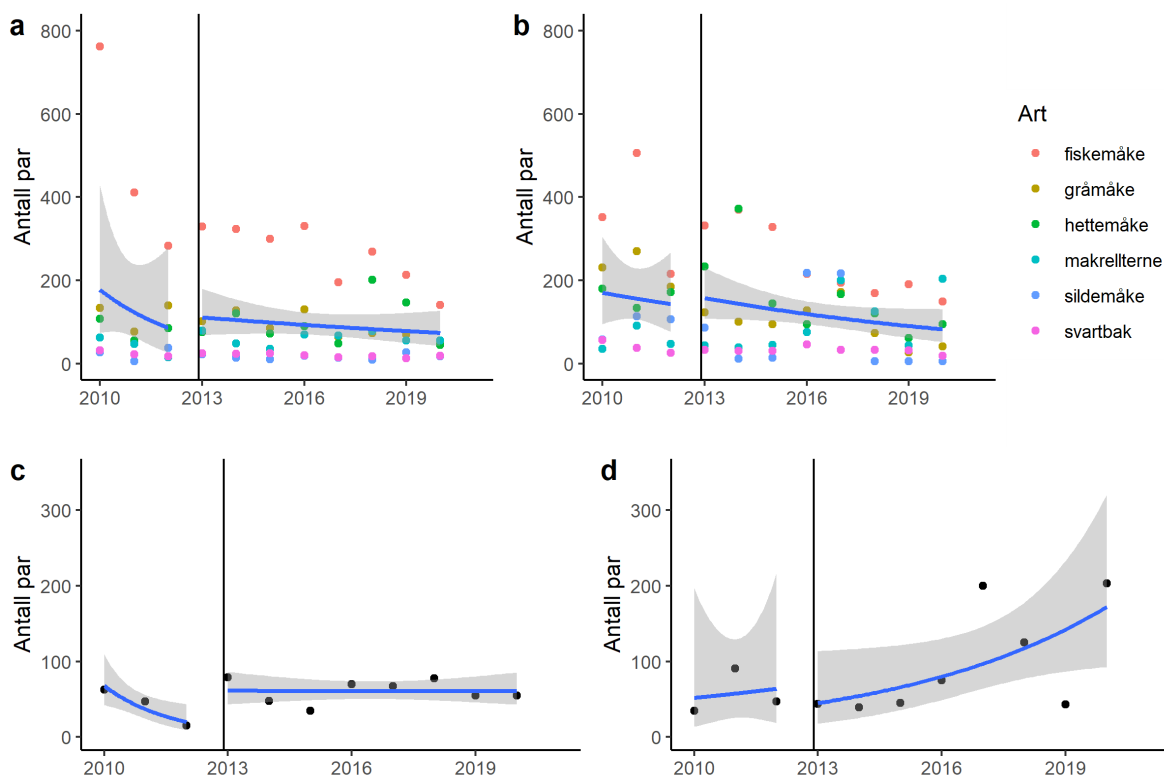
Figur 3. Kart over sjøfugltellinger og minkuttak i Færder nasjonalpark. Rød bakgrunnsfarge viser mengden mink som er tatt ut i hvert område. Rødere farge indikerer at flere mink er tatt ut, og skalaen er relativ innenfor hvert enkelt område. Figuren viser alle kartlagte sjøfuglarter som er inkludert i analysen.

Det er kun tre år med registreringer av bestandsstørrelse for sjøfugl før oppstart av minkuttaket, men samlet sett viser artene en svak negativ trend i uttaksområdet og i kontrollområdet (Figur 4). I uttaksområdet fant vi ingen betydelig forskjell i trend i bestandsstørrelse for alle arter før minkuttaket startet i 2013 og mens uttak har foregått (estimat  $-10.04 \pm 20.12$ , Figur 4b). Hvis vi kun ser på fiskemåke så økte antallet kraftig før minkuttaket startet, fra 352 i 2010 til 506 i 2011, før antallet ble mindre i 2012 med 216 par. Samtidig gikk populasjonen i kontrollområdet kraftig tilbake, fra 762 par i 2011 til 411 par i 2012. Etter uttaket startet i 2013, økte antallet i nasjonalparken fra 332 i 2013 til 370 i 2014, før antallet falt til i underkant av 200 par siden 2017. Økningen i antall fiskemåker mellom 2012, 2013 og 2014 i uttaksområdet kommer samtidig som man begynte minkuttaket. Dette er derimot så tidlig i uttaksperioden at det er usannsynlig at uttaket i seg selv har ført til økningen. Fiskemåkebestanden fortsetter i tillegg å synke etter dette.

Når man ser på bestandsutvikling i kontrollområder sammenlignet med uttaksområder, er det ingen betydelig forskjell verken før uttak (kontrast estimat  $\pm 95\%$  konfidensintervaller =  $-24.06 \pm 27.71$ ), mens uttak foregår (kontrast estimat  $= -0.09 \pm 6.36$ ) eller mellom år (anova  $P=0.27$ ). Dette kan tyde på at det er andre faktorer som driver bestandsstørrelse for disse artene, f.eks. næring, forstyrrelser eller predasjon fra andre arter. Avstanden mellom uttaksområdet og kontrollområdet

er på enkelte steder kort nok til at innvandring av mink til uttaksområdet er mulig. Uten å ha noen mål på innsats på minkuttak eller overvåking av minkaktivitet kan man ikke konkludere om variasjonen i antall mink tatt ut har noen tilknytning til bestandsstørrelsen på mink.

Det er en svak positiv endring i bestandsstørrelse til makrellterne de siste årene i uttaksområdet (Figur 4d). Dette kan godt skyldes at det er mindre mink i området, men det er ikke mulig å si med sikkerhet uten data på minkaktivitet eller predasjon og hekkesuksess.



Figur 4. Antall sjøfugl i kontrollområdet (a), og antall fugler i Færder nasjonalpark (b) hvor det har blitt tatt ut mink, og antall makrellterne i kontrollområdet (c) og i Færder nasjonalpark (d) hvor det har blitt tatt ut mink. Estimaterne er beregnet med quasipoisson regresjon.

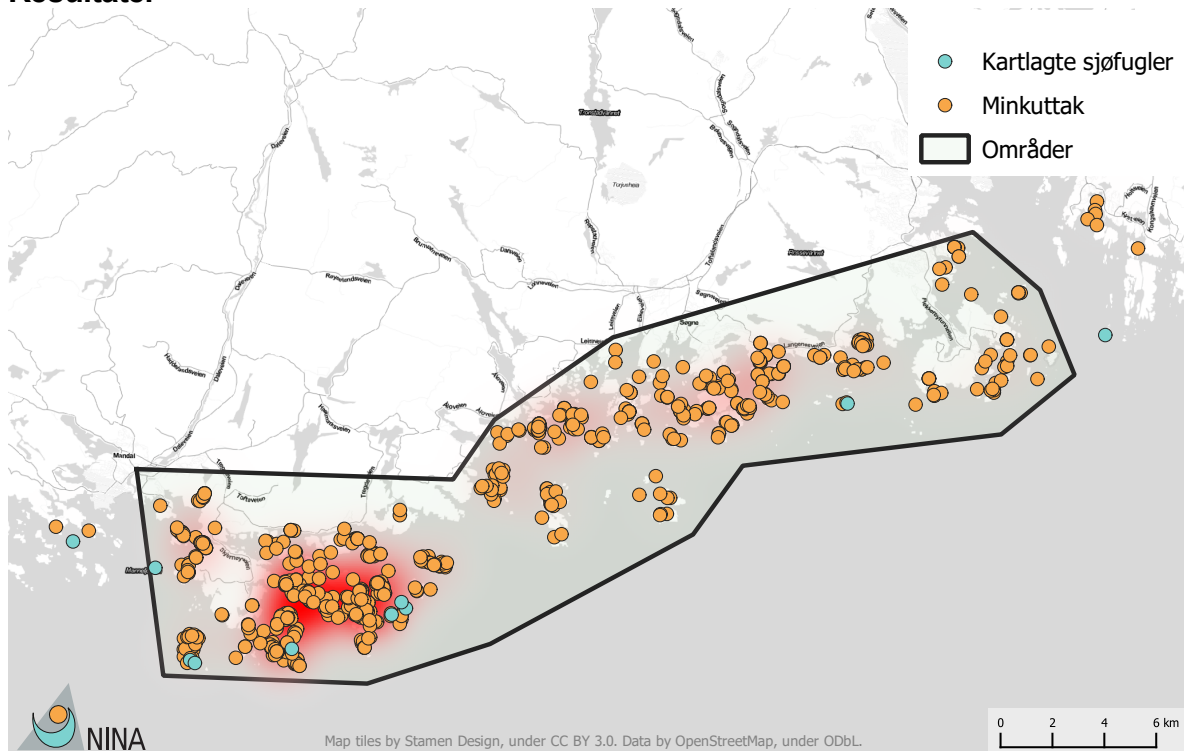
### 3.3.2 Oksøy-Ryvingen landskapsvernområde, Agder

#### Metoder

I Oksøy-Ryvingen landskapsvernområde har sjøfugler blitt kartlagt siden 1970-tallet. Deler av verneområdet er nøkkellokalitet for SEAPOP. Gjennom dette arbeidet er det særlig gråmåke, sildemåke og svartbak som overvåkes og hvor det finnes gode data. De fleste av disse dataene kommer fra naturreservater, men det er også en god del sjøfugler som hekker utenfor disse. Data utenfor verneområdene har blitt gruppert til større områder/sektorer i datagrunnlaget. Særlig gjelder det fiskemåke og terner, hvor det ikke er mulig å skille ut områder hvor det er tatt ut mink og områder uten minkuttak uten videre arbeidsinnsats fra dataeier. Vi har derfor kun brukt data innenfor uttaksområdet (Figur 5). Sjøfugldata for Oksøy-Ryvingen omhandler årlige tellinger for fiskemåke, gråmåke, makrellterne og svartbak, og er blitt tilsendt direkte fra Morten Helberg som har stått for store deler av tellingene.

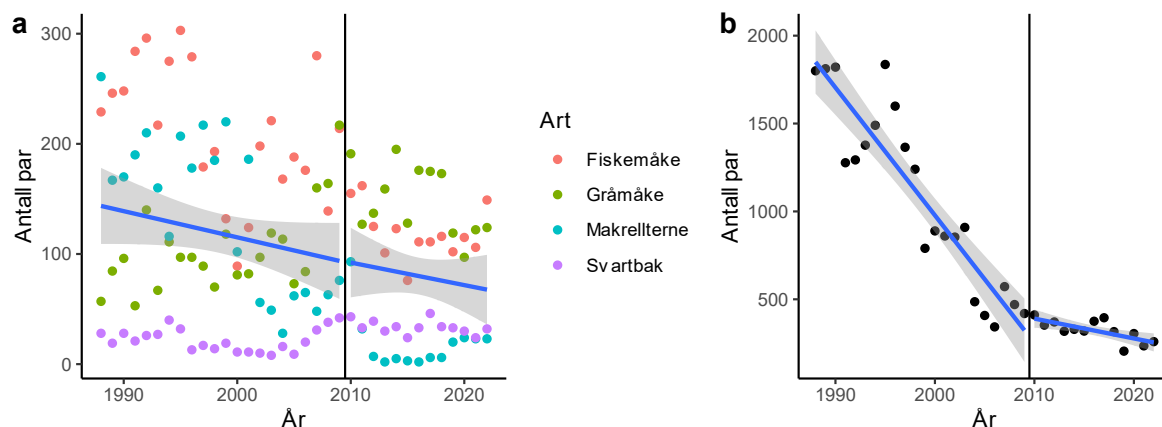


## Resultater



Figur 5. Kart over sjøfugltellinger og minkuttak i Oksøy-Ryvingen landskapsvernområde. Rød bakgrunnsfarge viser mengden mink tatt ut i hvert område. Rødere farge indikerer flere mink tatt ut, og skalaen er relativ innenfor hvert enkelt område. Figuren viser alle kartlagte sjøfuglarter som er inkludert i analysen.

Det er en tidsserie fra 1988-2022 med bestandsregistreringer for Oksøy-Ryvingen landskapsvernområde. Før minkuttaket startet ser vi totalt sett en svak negativ trend fra 1988-2009 (Figur 6a). Det var ingen forskjell i trenden for alle arter utenom sildemåke samlet før og etter minkuttaket startet (estimat =  $0.21 \pm 1.9$ , Figur 6a). Ser vi kun på fiskemåke har antall par blitt mindre gjennom hele registreringsperioden. Etter at minkuttaket startet er trenden noe mindre negativ, men denne forskjellen er ikke statistisk sikker / signifikant (estimat =  $2.52 \pm 3.76$ , Figur 6a). Makrellterne har også hatt en svak oppgang de senere årene i området, etter å ha vært tilnærmet utryddet mellom 2010 og 2018. For både makrellterne og fiskemåke er ikke dataene koordinatfestet i datagrunnlaget, men slått sammen til større områder. Vi vet dermed ikke om endringene vi ser har skjedd i uttaksområdet. Sildemåke er den eneste arten hvor det ha vært en endring i bestandsstørrelse (estimat =  $61.4 \pm 13.9$ ) hvor nedgangen har blitt betydelig mindre etter oppstart av minkuttak (Figur 6b). Om endring i bestanden til sildemåke er på grunn av minkuttak er ikke mulig å si. Det er fremdeles mye mink i skjærgården utenfor Mandal (Morten Helberg pers medd.) og vi har ingen overvåkningsdata over minkaktivitet. Vi vet dermed ikke om sildemåkene har blitt påvirket av minkpredasjon, verken før eller etter at minkuttaket har begynt. Det kan være mange grunner til nedgangen i bestanden, og det er naturlig at bestandsnedgangen går saktere når populasjonen blir mindre. Ettersom antall mink tatt ut har økt kraftig hvert år siden 2018 fra 36 individer i 2018 til 122 individer i 2022 (Figur 2), og området hvor uttak foregår er stort, er det antageligvis et betydelig antall mink igjen i området. Store deler av området har et høyt innvandringspress fra fastlandet og uttaksaktiviteten må derfor holdes på et høyt nivå hvert år. Uttak fører til større innvandringsmuligheter i territoriene som blir ledige etter uttak, så predasjonspresset trenger ikke nødvendigvis å bli mye mindre.



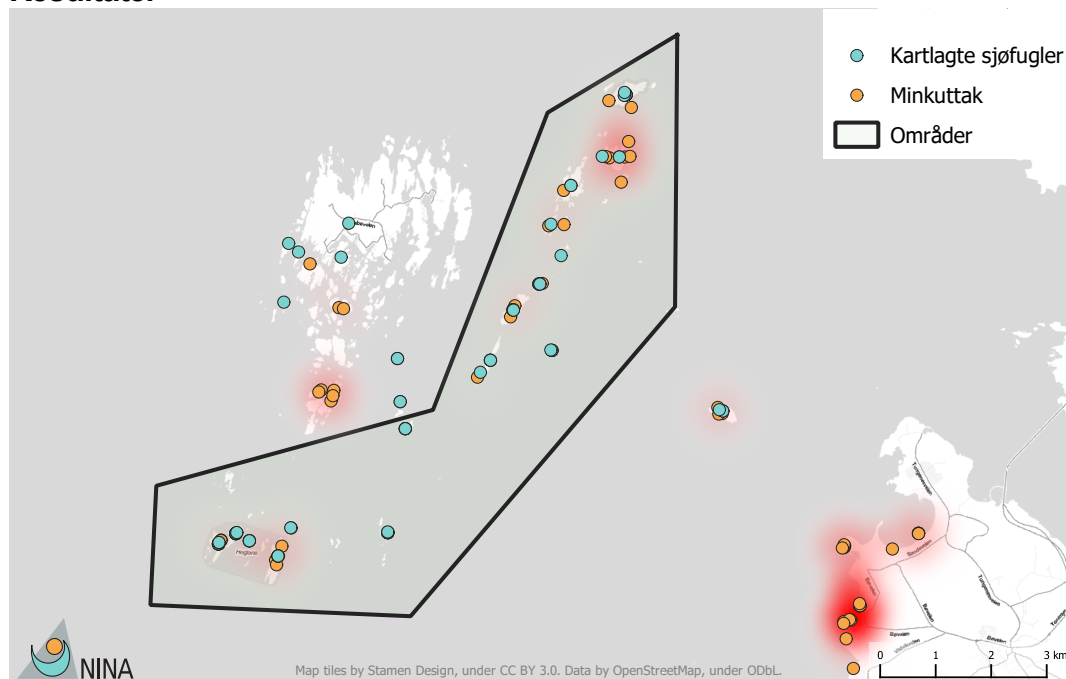
Figur 6. Antall sjøfugl ved Oksøy-Ryvingen landskapsvernområde a) før og imens minkuttak foregår og b) Antall sildemåke før og imens minkuttak foregår. Sildemåke er den eneste arten hvor trenden har endret seg etter oppstart av minkuttak.

### 3.3.3 Heglane og Eime dyrelivsfredningsområde, Rogaland

#### Metoder

Heglane og Eime dyrefredningsområde ligger i Rogaland, like sør for Kvitsøy. Sjøfuglene i området har i lengre tid blitt kartlagt og overvåket av statsforvalteren i Rogaland med tellinger gjennomført med ujevne mellomrom siden 1980-tallet. Sjøfugldata for Heglane og Eime naturreservat omhandler fiskemåke, teist, terner, gråmåke, sildemåke, stormåke, svartbak, toppskarv og grågås og er hentet fra statsforvalteren i Rogaland. Området hvor sjøfuglene blir overvåket varierer mellom år, noe som har vanskeliggjort analysene. Dette har blitt kompensert for ved å velge år der overvåkingsområdet er tilnærmet likt (Figur 7). Det har ikke blitt notert ned nullverdier i datasettet, så i praksis er dette en antagelse gjort når hele område har blitt dekt.

#### Resultater

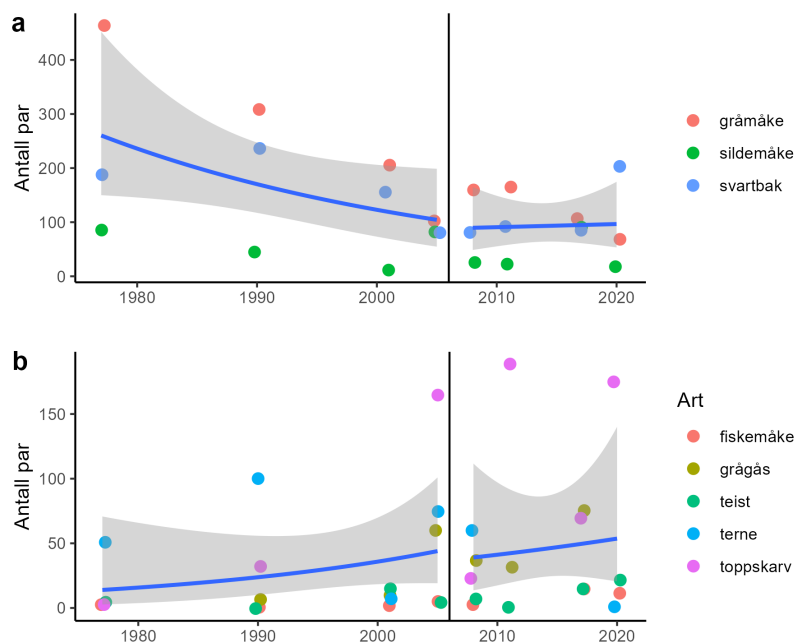


Figur 7. Kart over sjøfugltellinger og minkuttak i Heglane og Eime dyrelivsfredningsområde. Rød bakgrunnsfarge viser mengden mink tatt ut i hvert område. Rødere farge indikerer flere mink avlivet.

Det er åtte år med registreringer av bestandsstørrelse for arter ved Heglane og Eime dyrelivsfredning. Det var en tydelig forskjell i trend i antall stormåker, som gikk kraftig ned mellom 1977 og 2005 (Figur 8a), og andre arter inkludert fiskemåke, teist og terne hvor det var en svak økning. Økningen var størst hos toppskarv som økte fra mindre enn 10 individer i 1977 til nærmere 189 individer i 2011. Det er imidlertid hull i datasettet knyttet til manglende registrering av nullverdier, og det er for eksempel ingen funn av fiskemåke i 2011. Det var svært få fiskemåker før og etter dette tidspunktet, så det er mulig området var uten hekking i 2011, men uten registrering av nullverdier kan det like gjerne være at fiskemåker ikke ble telt.

Etter at minkuttaket startet har nedgangen i stormåker flatet ut, dog med stor variasjon mellom tellinger (estimat for kontrast mellom før og etter uttak =  $0.56 \pm 0.3$ ), men når vi ser nærmere på enkeltartene er det kun svartbak som har tatt seg opp i antall. Det er sannsynlig at flere av de andre måkeartene har flyttet vekk fra området allerede før minkuttaket begynte. Så lenge hekkingen på det nye stedet går bra har artene liten grunn til å flytte tilbake, og det vil dermed ta mange år før man ser en positiv effekt av at minken er fjernet.

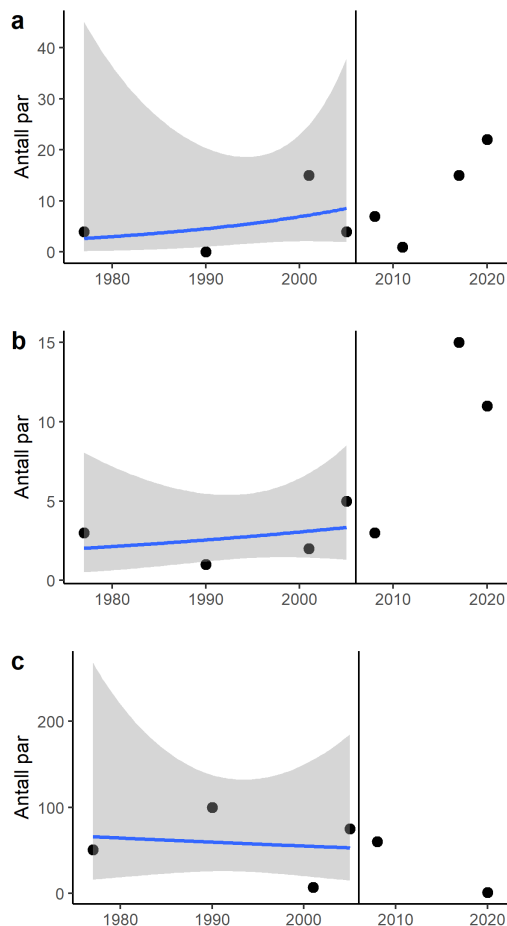
For de andre artene samlet (Figur 8b) har det ikke vært en endring i antall individer etter oppstart av uttaket sammenlignet med antall individer før uttaket startet i 2006 (kontrast estimat =  $0.13 \pm 2.9$ ).



**Figur 8.** Bestandsutviklingen for (a) stormåker og (b) andre arter før og etter oppstart av minkuttak (vertikal linje = 2006) beregnet med quasipoisson regresjon. Hos stormåker flatet bestandsnedgangen ut etter oppstart av uttaket, men denne endringen er ikke statistisk signifikant. Den positive utviklingen til andre arter er utelukkende drevet av toppskarv, mens særlig terner går sterkt tilbake (se Figur 9).

Tidsseriene for henholdsvis teist, fiskemåke og terne er vist i Figur 9. Teist har hatt en positiv trend etter at minkuttaket begynte i 2006 (Figur 9a), men arten hadde også en topp i 2001, før uttaket begynte. Vi kan dermed ikke si om oppgangen i populasjonen de siste årene skyldes tilfeldige svingninger i bestanden eller om minkuttaket har hatt noen effekt. I 2011 er det ikke registrert fiskemåker, men det var svært få fiskemåker før dette tidspunktet, slik at det er mulig området var uten hekking i 2011 (Figur 9b). Etersom hvilke områder som ble telt varierte mellom år, kan det ikke utelukkes at fiskemåker var til stede, men at de ikke ble telt. Det samme gjelder

for terne, hvor kun er registreringer i 2008 og 2020 (Figur 9c). Det har kun vært enkeltmink som har vært tatt ut etter 2007, med en i 2008, 2013 og 2014 som enten tyder på at tetthet etter at hoveduttaket ble gjennomført har vært veldig lav, eller at det kommer sporadisk nye individer fra nærliggende områder etter uttak.



Figur 9. Bestandsutviklingen for (a) teist (b) fiskemåke og (c) terne estimert med poisson regresjon før og etter oppstart av minkuttak (vertikal linje = 2006). Det er svært få tellinger etter at minkuttak startet, og med lang tid mellom tellinger slik at det er vanskelig å vurdere effekten av minkuttak på disse artene.

### 3.3.4 Fedje, Vestland

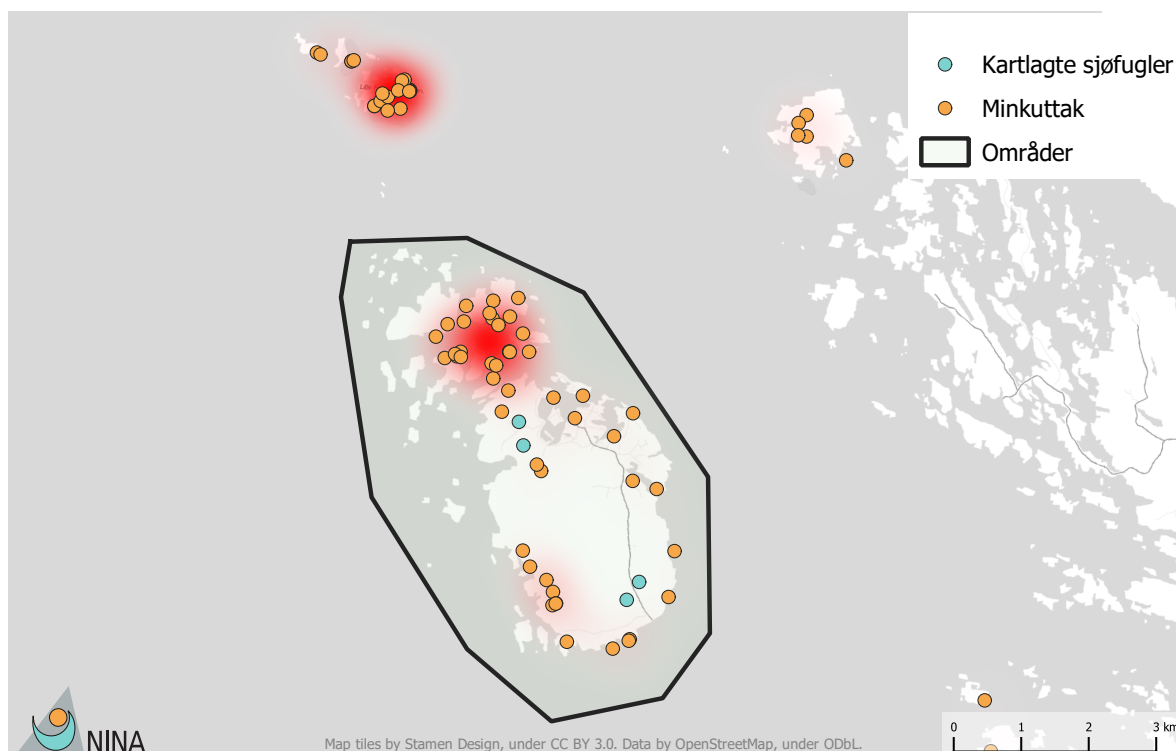
#### Metoder

Sjøfugldata fra Fedje er hentet fra NINA (Breistøl unpubl.) og fra statsforvalteren i Vestland. Overvåkingen av stormåkekoloniene på Fedje startet i 2012 for Stormark måkekoloni, i 2016 for Stormark øst og i 2017 for Langedalen. Forskjellig starttidspunkt skyldes at en koloni har blitt forlatt og en ny har oppstått. Alle koloniene er blandingskolonier med artene svartbak, gråmåke og sildemåke. Det er samlet inn data for bestandsstørrelse og hekkesuksess.

#### Resultater

I 2011 startet arbeidet med å fjerne all mink fra øygruppa Fedje i Vestland fylke. Innsatsen begynte på de isolerte øyene i nord og disse ble antatt å være minkfrie før hekkesesongen i 2016.

Seinere ble hovedøya gjennomført, og denne ble antatt å være minkfri før hekkesesongen i 2021.



Figur 10. Kart over sjøfugltellinger og minkuttak i Fedje. Rød bakgrunnsfarge viser mengden mink tatt ut i hvert område. Rødere farge indikerer flere mink.

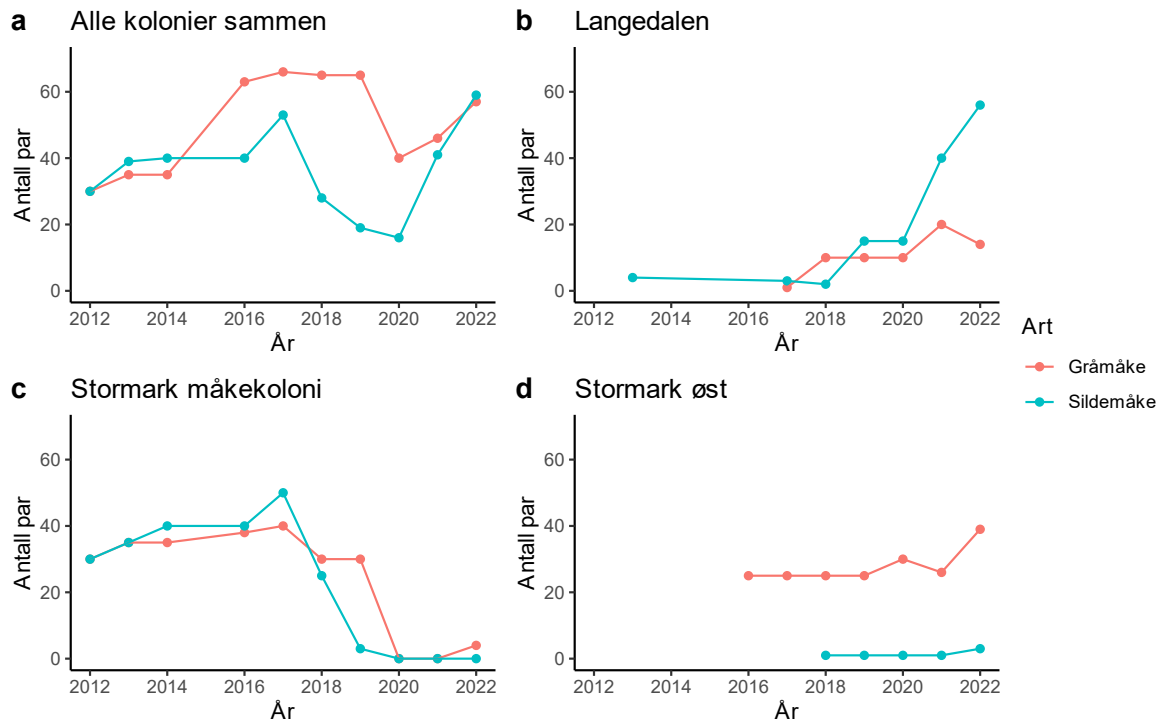
De antatt siste individene ble tatt ut i månedene januar og februar 2021 på sporsnø. I tillegg ble viltkamera brukt for å registrere minkaktivitet i nærheten av måkekoloniene før hekkesesongen 2022. Ingen minkaktivitet ble observert på disse kameraene eller i forbindelse med feltarbeid dette året. Det er derfor lite sannsynlig at de to minkene som ble tatt ut i 2022 (Figur 2) har påvirket noen av måkekoloniene som ble undersøkt.

I 2017 ble det observert høy minkpredasjon på sildemåkeunger i Stormark måkekoloni (Figur 11c). Flere av årets unger ble funnet drept i forbindelse med ringmerking i slutten av juni. Undersøkelser av de døde ungene konkluderte med at dødsårsaken var mink. Tilsvarende hendelser har sannsynligvis også skjedd i 2016 da ingen sildemåkeunger ble funnet på samme tidspunkt. Fastboende nær denne kolonien kan også fortelle om hendelser som tyder på minkbesøk i 2016 og 2017. I 2018 var antall sildemåker som gikk til hekking i denne kolonien halvert. Året etter fortsatte antall hekkepar å minke og i 2020 regnes denne kolonien å være forlatt av alle stormåkeartene.

Kolonien i Langedalen (Figur 11b) har i årene 2018 til 2022 vært en stormåkekoloni i vekst. Basert på individmerkede silde- og gråmåker samt svartbak kunne vi dokumentere at fugler som tidligere hadde hekket i måkekolonien på Stormark startet å hekke i Langedalen. Med støtte fra ringmerking er antall par i disse koloniene nok til å konkludere med at individene flyttet mellom disse koloniene. Plasseringen i Langedalen var kanskje ikke tilfeldig da her var en fiskemåkekoloni som hadde eksistert i en del år.

Når alle koloniene ses på under et (Figur 11a) er det spesielt sildemåke som viser en nedgang etterfulgt av en oppgang i antall par etter 2017. Dette kan forklares med at etter store forstyrrelser

som minkpredasjonen kan voksne stå over hekkingen og derfor utebli fra tallmaterialet. Alternativt kan noen individ flytte til en koloni utenfor undersøkelsesområdet.

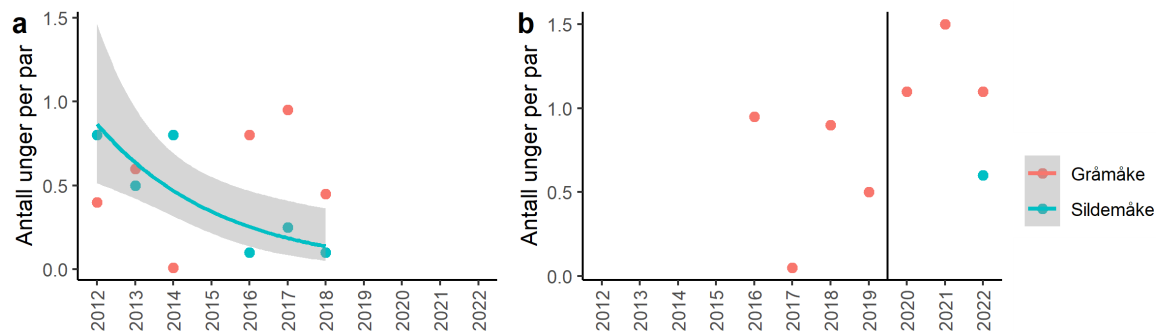


Figur 11. Utviklingen i antall par av sildemåke og gråmåke for de ulike koloniene og for alle koloniene samlet.

Konklusjonen når man ser på populasjonsutviklingen i stormåkekoloniene på Fedje er at de ikke gir noe godt bilde av hva som skjer etter at uttaket av mink startet rundt koloniene i 2019. Men flytting av kolonien på Stormark øst til Langedalen er høyst sannsynlig som følge av minkpredasjon på Stormark.

Figur 12 viser hekkesuksess for koloniene på Fedje. Sildemåkene i Stormark måkekoloni har en hekkesuksess som synker signifikant (estimat =  $-0.36$  SE= $0.32$  per år) frem til måkene ga opp å hekke i denne kolonien i 2019. Observasjoner i kolonien viste at dette hovedsakelig skyldes mink. Den gråmåkedominerte kolonien på Stormark øst har stor variasjon i hekkesuksess i årene 2016 til 2019. 2017 sesongen kan trekkes frem spesielt da kun en unge kom på vingene fra denne kolonien. I årene etter 2020, da uttaket av mink i var spesielt høyt i området rundt kolonien, har hekkesuksessen økt med over en unge per par, noe som kan forklares med fravær av mink. Siden disse målingene baserer seg på kun tre sesonger trenger vi flere sesonger for å konkludere og gjøre statistiske tester.

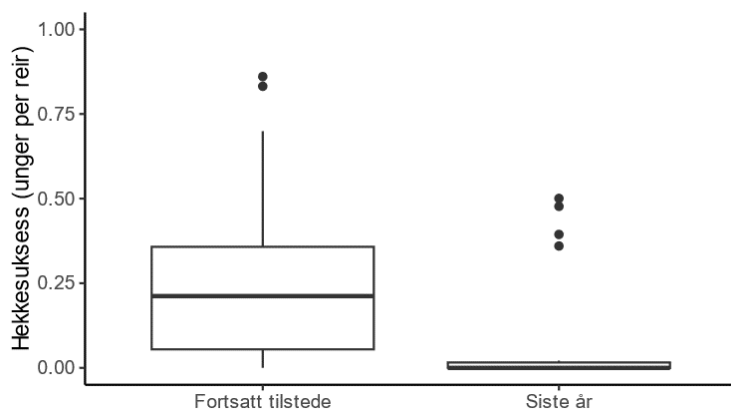




Figur 12. Hekkesuksess for sildemåke og gråmåke på Fedje i (a) Stormark kolonien og (b) Stormark øst kolonien. Måkene ga opp Stormark kolonien i 2019 og har ikke kommet tilbake. For Stormark øst startet minkuttak i 2020 (vertikal linje). Estimaten fra en poisson model er brukt for å beregne hekkesuksess for sildemåke ved Stormark (blå linje) og er vist med 95% konfidensintervaller. Hekkesuksess for gråmåke er beregnet som telledata (oransje punkter).

### 3.3.5 Erfaringer om koloniflytting hos måker i Oslofjorden

I Indre Oslofjord har hettemåkene siden 2018 blitt overvåket med drone. De fleste aktive kolonier har blitt fotografert to ganger med drone for hver sesong. En gang i midten av mai for å få antall hekkepar, og en gang i slutten av juni for å telle antall unger. I de tilfellene hvor det ikke lot seg gjøre å fly med drone, har antall unger blitt telt og estimert. Hettemåker, og andre småmåker og terner, flytter ofte på seg, noe som gjør det vanskeligere å estimere endringer i bestanden. Hekkesuksess (antall unger per aktive reir) har blitt estimert hvert år. Vi har delt ungeproduksjonen fra disse koloniene i to grupper, en hvor det var siste året kolonien var aktiv på lokaliteten før de flyttet seg, og en hvor kolonien fortsatt var på samme lokalitet året etter.



Figur 13. Hekkesuksess for hettemåker i Indre Oslofjord, delt i to grupper. En hvor det er siste året kolonien er aktiv på lokaliteten og en hvor kolonien er aktiv også året etter.

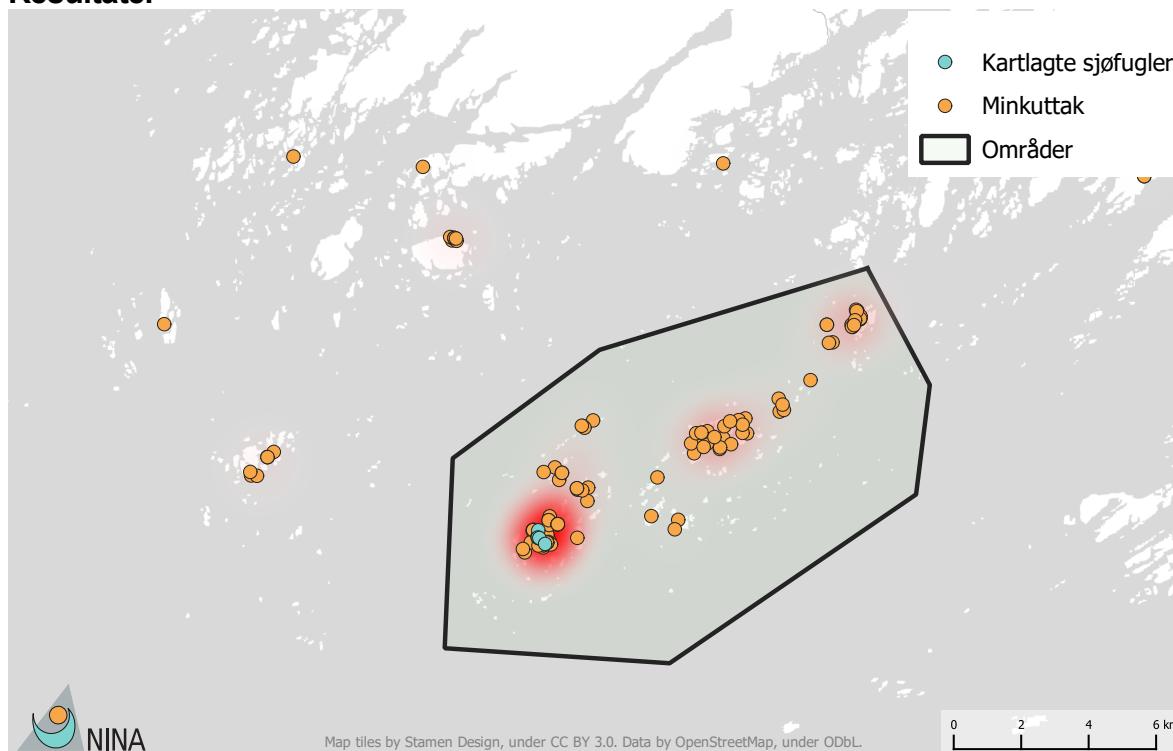
Vi ser at hettemåkekoloniene som flytter, i de aller fleste tilfeller har mislyktes i hekkingen året i forveien (Figur 13). Dette er i sterk kontrast til koloniene som ikke flytter, og som i det minste får frem noen unger (gjennomsnitt stabile = 0,33 (SD = 0,42), gjennomsnitt flytter = 0,10 (SD = 0,19), t-test: df = 45, t = 2,68, p = 0,01).

### 3.3.6 Gjæslingan, Trøndelag

#### Metoder

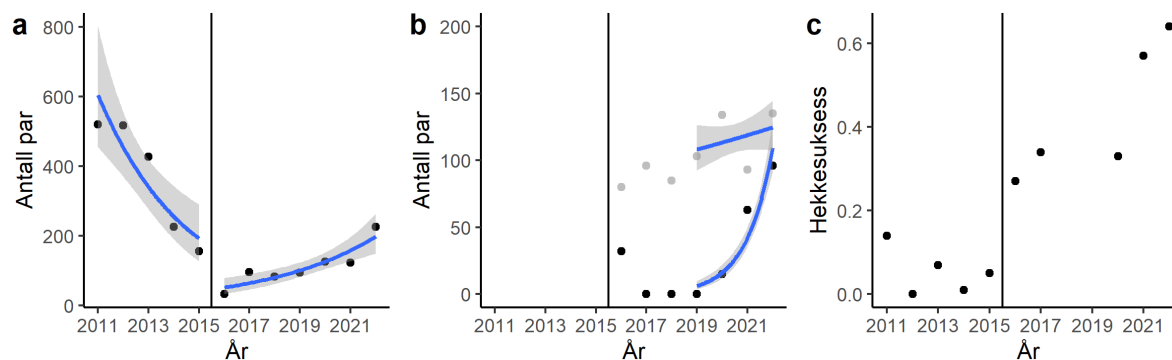
Sjøfugldata fra Sør-Gjæslingan er samlet inn av NINA forskere (Vegard Sandøy Bråthen unpubl.) for krykkje (Figur 14), og omhandler årlige tellinger og hekkesuksess fra 2011 i områder tilgjengelig for mink og områder som er beskyttet fra mink predasjon.

#### Resultater



Figur 14. Kart over sjøfugltellinger og minkuttak i Sør-Gjæslingan. Rød bakgrunnsfarge viser mengden mink tatt ut i hvert område. Rødere farge indikerer flere mink.

Ved Sør-Gjæslingan er det fem år med registreringer av antall par og hekkesuksess før oppstart av minkuttak i 2016. Det er en tydelig nedgang i antall par fra over 500 i 2011 til under 200 par i 2015 (Figur 15a). Etter at minkuttaket startet har det vært en økning i antall par (kontrast estimat =  $126 \pm \text{SE } 15.8$ ), slik at i 2022 er det over 200 hekkende par registrert. Hekkesuksess har gått svak nedover i perioden før uttak mens etter uttak har det også vært en umiddelbar forbedring fra  $< 0.1$  i 2016 til  $> 0.6$  i 2022, og flere par hadde større unger enn før studieområdet ble fri for mink med et gjennomsnitt på 0.5 par før uttak kontra 0.4 i uttaksperioden 2016-2022 (Figur 15c). Antall mink registrert i Rovbase økte fra 15 i 2016 til en topp på 27 i 2017 før den går stabilt nedover til null i 2021 (Figur 2). Selve Sør-Gjæslingan var minkfrie fra 2019, men en mink ble tatt ut på Romsundøya og syv på Edøya hhv. 8 og 12 km nordøst for Sør-Gjæslingan i 2022. Fra 2019 og frem til 2022 viser dataene en økning i antall krykkjereir i området som er tilgjengelig for mink, mens antall reir i området som er beskyttet for minkpredasjon var mer stabilt (kontrast estimat  $28.1 \pm \text{SE } 11.9$ , Figur 15b). Dette kan tyde på at uttak av mink har hatt en positiv effekt på krykkje. Dette kan imidlertid ikke vises med data fra Rovbase alene, men krever mer detaljerte data om sjøfuglkoloniene og registrering av minkaktivitet. Bildet er komplisert av at ulovlig jakt har foregått i flere år frem til anmeldelse i januar 2018 (K. Bjørneraas pers meld.) slik at opphav av denne aktiviteten kan forklare en del av den store nedgangen fram mot 2016. I tillegg, poengtere sjøfuglforskere at økningen i hekkesuksess hos krykkje i denne kolonien sannsynligvis i større grad er påvirket av næringssituasjonen enn av fjerningen av mink (Vegard Sandøy Bråthen pers komm.).



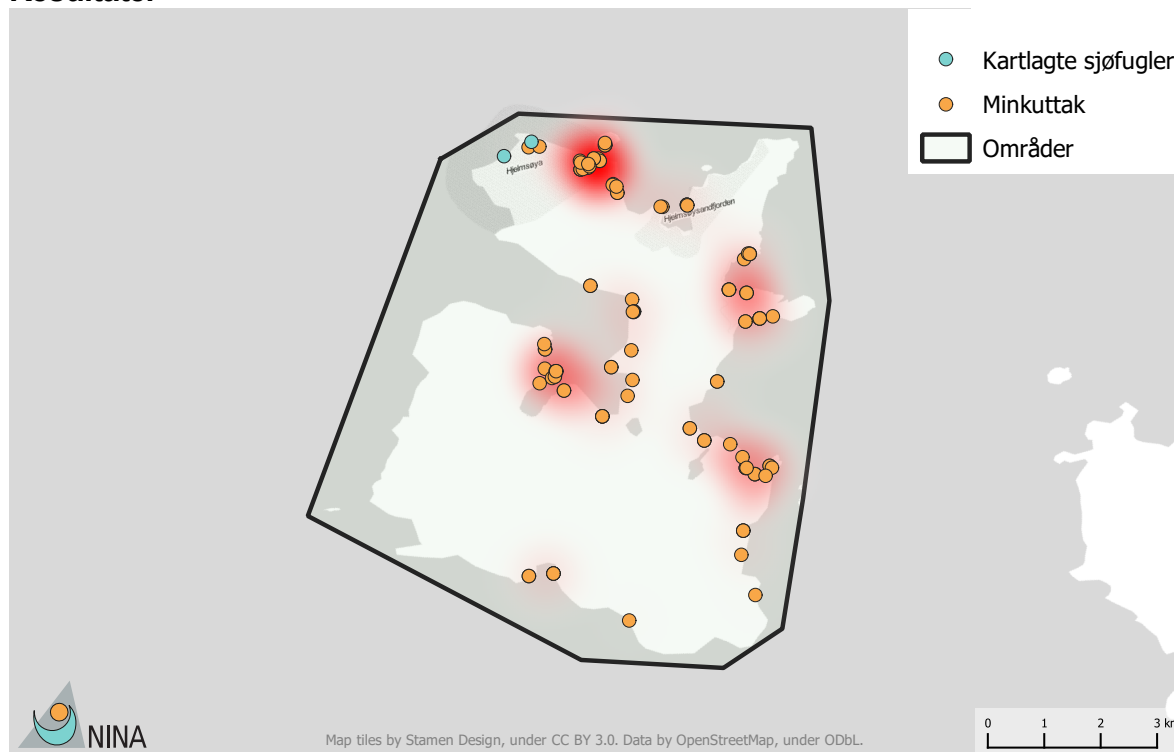
Figur 15. Utvikling av hekkebestand i studieområdet på Gjæslingen (a) Totalt antall krykkjer hekkende på Gjæslingen før og etter minkuttaket starter i 2016. (b) Utvikling i bestanden for krykkjer på beskyttede reirplasser/husvegger (grå) og på områder tilgjengelig for mink (svart). (c) Hekkesuksess før og etter minkuttaket startet (vertikal strek = 2016). Data fra SEAPOP.

### 3.3.7 Hjelmsøya naturreservat, Troms og Finnmark

#### Metoder

Hjelmsøya naturreservat er en av SEAPOP sine nøkkelområder for overvåking av sjøfugl, hvor data har vært samlet inn siden slutten av sekstitallet, og årlig fra midten av 1980-tallet. Sjøfugldata fra Hjelmsøya i denne rapporten er for lomvi og lunde, og er levert av forskerne i SEAPOP med ansvar for denne nøkkelokaliteten (Figur 16). Sjøfugldata omhandler tellinger, hekkesuksess og predasjonsrate.

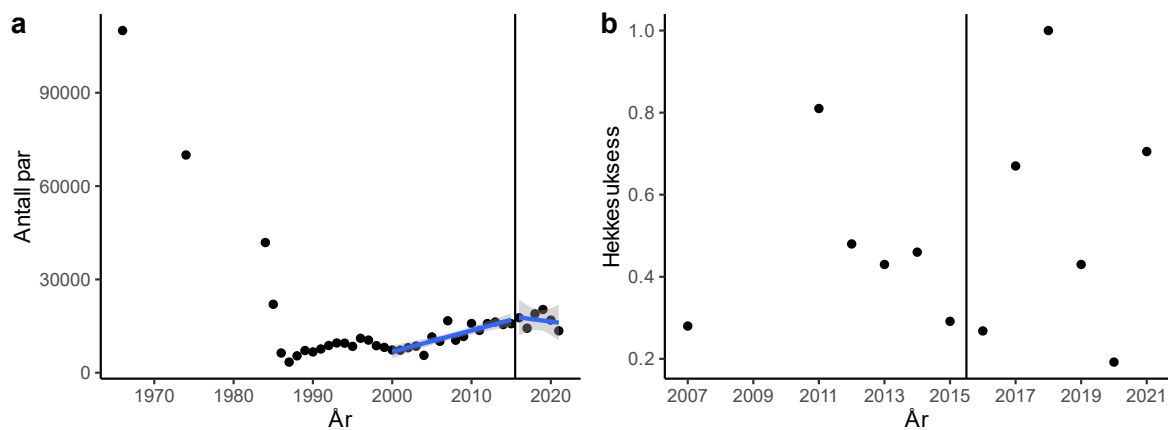
#### Resultater



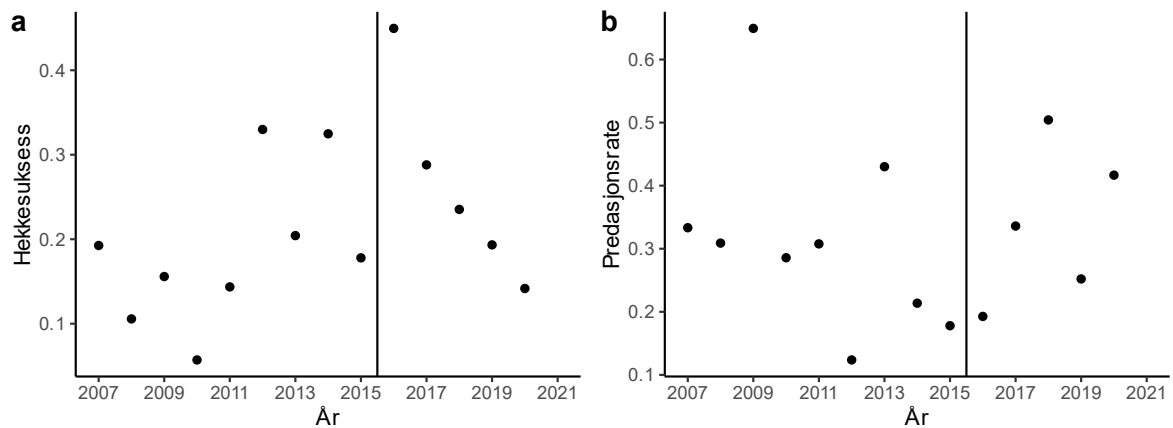
Figur 16 Kart over sjøfugltellinger og minkuttak i Hjelmsøya naturreservat. Rød bakgrunnsfarge viser mengden mink tatt ut i hvert område. Rødere farge indikerer flere mink.

Ved Hjelmsøya naturreservat viser dataserien at lomvibestanden har gått kraftig nedover, fra over 90 000 par på 1960-tallet til mindre enn 10 000 par på slutten av 1980-tallet. Deretter har bestanden økt gradvis i to perioder; frem til midten av 1990-tallet og deretter fra 2000 (Figur 17a). Hvis man deler siste vekstperiode (fra 2000) i to perioder: perioden før oppstart av minkuttak (2000-2015) og perioden etter at uttaket startet (2016-2022), ser man at antall par etter minkuttak startet har gått nedover (kontrast estimat =  $-1022 \pm 552$  per år). Hekkesuksess hos lomvi har fluktuert i perioden med et minimum på 0,2 unger per par i 2020 og nærmere 1 unge per par 2018 (Figur 17b). Det er med andre ord lite samsvar mellom hekkesuksess og bestandsstørrelse i samme tidsperiode. Hekkesuksess etter minkuttak startet har vært variabel, og samsvarer i liten grad med antall mink registrert i Rovbase (Figur 2).

Hekkesuksess hos lunde var generelt lav (gj.snitt = 0,18 unger per reir) i perioden før uttak av mink (Figur 18a) med noe høyere verdier (mellom 0,2 og 0,3) i perioden fra 2012 frem til 2015. Etter oppstart av minkuttak var hekkesuksessen på over 0,4 unger per par i 2016, men deretter sank hekkesuksessen hvert år til et minimum på 0,2 unger per par i 2020. Det var ingen samsvar med antall mink tatt ut hvert år (Figur 2) og hekkesuksess. En mulig forklaring kan være at mink som ble tatt ut i 2016 hadde territorier i lundekolonien, og at dette førte til bedring av hekkesuksessen i 2016. Men uten at man har overvåking av minkaktivitet i hekkeperioden, er det ikke mulig å skille økt hekkesuksess fra redusert minkpredasjon eller andre faktorer som for eksempel forbedring i næringstilgang. Datasettet på lunde inneholder også informasjon om reirpredasjon (Figur 18b). Ved å se på tidsserien på predasjon kan man undersøke om uttak av mink fører til redusert reirpredasjon. Vi finner ingen slike effekter på Hjelmsøya, ettersom predasjonsraten er nesten lik før minkuttak startet (gj.snitt 0.31 reir predatert) som i uttaksperioden (gj.snitt 0.34 reir predatert). En forklaring kan være at predasjon fra andre arter, som måker og oter, øker når minken fjernes (kompensatorisk predasjon), eller at innvandrende mink tar opp plassen til mink som er tatt ut. Registreringer over minkuttak fra Rovbase viser at det fortsatt er en del mink i uttaksområdet (Figur 2). I sjøfuglstudieområdet rapporteres det at det er få mink igjen, men selv noen få mink kan gjøre stor skade, særlig hvis de er reproduserende hunner.



Figur 17. Lomvi bestand på Hjelmsøya. (a) Antall par. (b) Hekkesuksess.



Figur 18. Lundebestand på Hjelmsøya. (a) Hekkesuksess. (b) Andel av reir sannsynligvis predatert.

### 3.3.8 Hornøya og Reinøya naturreservat

#### Metoder

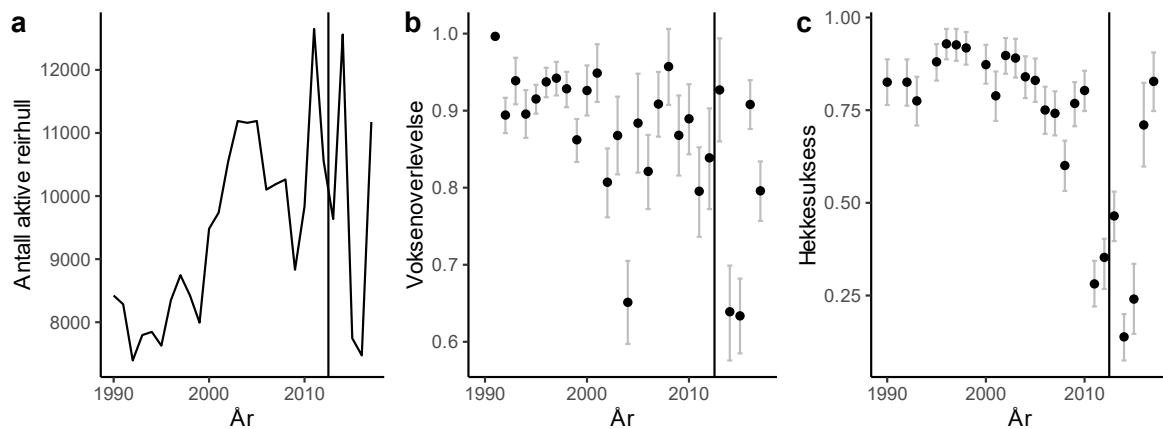
Hornøya og Reinøya naturreservat er en av SEAPOP sine nøkkelområder for overvåking av sjøfugl (Figur 19) hvor data har vært samlet inn årlig fra 1990-tallet. Sjøfugldata fra Hornøya er hentet fra en vitenskapelig rapport (Reiertsen mfl. 2019). Vi velger å inkludere denne dataserien fordi den viser utfordringene knyttet til å måle effekten av en driver i et komplekst system, hvor sjøfugl blir eksponert for mange faktorer, inkludert næringstilgang, klimaendring, og predasjon. Datasettene inkluderer andel fugl (reir) med hekkeforsøk, voksenoverlevelse og hekkesuksess.

#### Resultater



Figur 19. Kart over sjøfugltellinger og minkuttak i Hornøya naturreservat. Rød bakgrunnsfarge viser mengden mink tatt ut i hvert område. Rødere farge indikerer flere mink.

Den lange tidsserien for lunde fra SEAPOP sin nøkkellokalitet i Hornøya og Reinøya naturreservat viser stor variasjon i lundebestand fra under 8000 til over 12 000 aktive reir i perioden fra 1990 til 2017 (Figur 20a). Et stort antall mink ble registrert i studiekoloniene i 2011, 2012 og 2014, og det ble observert minkedrepte unger og voksne i de samme årene. I disse årene lå hekkesuksessen på mellom 0.13 og 0.33 unger per reir, mens gjennomsnittet fra 1990-2010 var på  $0.82 \pm 0.01$  unger per reir (Reiertsen et al. 2019). Registreringer fra Rovbase fra 2013 viser at totalt 38 mink ble tatt ut i tidsperioden 2013 – 2014 (Figur 2). Hekkesuksessen tok seg opp igjen allerede i 2015, året etter toppen i minkuttaket (Figur 20c). Voksenoverlevelse og bestandsstørrelse viste altså en forbedring etter at mink ble tatt ut, men med en tidsforsinkelse på ett år (2016) for voksenoverlevelse (Figur 20b) og to år (2017) for bestandsstørrelse (Figur 20a). Tidsforsinkelser er forventet siden voksne individer er mindre sårbare for predasjon med mindre de ruger og fordi bestanden inkluderer også ikke-hekkende individer som kan ta opp reirplasser når de blir ledige og dermed kamouflerer bestandsendringer (Reiertsen et al. 2019). Til tross for tilgang til en lang tidsserie var det likevel ikke mulig å knytte nedgangen i voksenoverlevelse, bestandsstørrelse og hekkesuksess utelukkende til perioden hvor minkpredasjon ble ansett som et problem i lundekolonien. Som forfatterne poengterer, vil man trenge et annet studiedesign for å få empirisk data på effekten av minkpredasjon på lunde. Et slikt design vil måtte omfatte alle relevante populasjonsparametre samt andre mulige drivere som næringstilgang og annen forstyrrelse. Et studiedesign må også inkludere overvåking av minkaktivitet for å kunne vurdere om mink er fortsatt til stede eller ikke.



Figur 20. Lundebestand på Hornøya (a) bestandsutvikling, b) voksenoverlevelse og c) hekkesuksess (fra Reiertsen 2019).

### 3.3.9 Oppsummering

Tabell 2 viser en oppsummering av de sju utvalgte sjøfuglkoloniene hvor det fantes egnede data hvor minkuttak har vært igangsatt. For fire kolonier var det data på både hekkesuksess og bestandstall, mens for tre kolonier var det kun bestandsdata. I tillegg var det data på voksen overlevelse ved Hornøya og Reinøya. For flere kolonier var det en endring i bestandstrend etter at minkuttak startet, fra nedgang før uttak til en stabilisering eller økning i bestanden. Hekkesuksess endret seg også i positiv retning etter at uttak av mink startet for tre kolonier. Selv for koloniene hvor det ble registrert en oppgang i hekkesuksess og bestandsstørrelse, kan det ikke utelukkes at andre faktorer enn uttak av mink har hatt betydning.

Tabell 2. Sammenstillingstabell

| Lokalitet                          | Mink-oppstart | Mink-fritt | Bestandstall   | Hekkesuksess | Effekt  |
|------------------------------------|---------------|------------|--|--------------|---|
| Færder nasjonalpark                | 2016          | Nei        | teist<br>fiskemåke<br>hettemåke<br>gråmåke<br>sildemåke<br>svartbak<br>makrellterne<br>2010-2021 | Nei          | Ingen endring i bestandsutviklingen for fiskemåke.<br><br>Svak positiv effekt på makrellterne.  |
| Oksøy-Ryvingen landskapsvernområde | 2010          | Nei        | fiskemåke<br>gråmåke<br>svartbak<br>makrellterne<br>rødnebbterne.<br>1988-2022                   | Nei          | Ingen effekt for alle arter samlet.<br><br>For sildemåke er bestandsnedgangen redusert etter at minkuttak startet.  |
| Heglane og Eime                    | 2006          | 2014       | grågås<br>toppskarv<br>fiskemåke<br>gråmåke<br>sildemåke<br>svartbak<br>terne sp.                | Nei          | Ingen effekt for alle arter samlet.<br><br>Bestandsnedgangen hos stormåker har flatet ut etter at minkuttaket startet. Av disse er det kun svartbak som har en positiv bestandsutvikling.<br><br>Teistbestanden økte noe etter at minkuttaket startet, men det er usikkert i hvor stor grad dette skyldes fravær av mink. |

|                    |      |      | 1977 - 2020                              |                                   |  |
|--------------------|------|------|--|-----------------------------------|--|
| Fedje              | 2015 | 2021 | sildemåke<br>gråmåke<br>2014-2022        | sildemåke<br>gråmåke<br>2014-2022 | Koloniflytting på grunn av mink for både sildemåke og gråmåke. Økt hekkesuksess for gråmåke etter uttaket startet. For å kunne si i hvilken grad dette skyldes fravær av mink kreves flere år med overvåking.  |
| Sør-Gjæslingen     | 2016 | 2019 | krykkje<br>2011-2022                     | krykkje<br>2011-2022              | Signifikant positiv bestandsøkning etter at uttak av mink startet. Spesielt stor økning i antall reir i predasjonsutsatte områder etter at uttak startet. Bestandsendringer skyldes sannsynligvis ikke minkuttak aleine.<br><br>Økning i hekkesuksess etter start på minkuttak, men effekter av næringstilgang er også viktig.   |
| Hjelmsøya          | 2016 | Nei  | lomvi<br>2007-2020<br>lunde<br>1967-2022 | lomvi<br>lunde<br>2007-2022       | Lomvi: ingen forbedring i hekkesuksess eller bestandsstørrelse<br>Lunde: ingen forbedring i bestand, hekkesuksess. Ingen reduksjon i reirpredasjon   |
| Hornøya og Reinøya | 2013 | Nei  | lunde<br>1990-2017                       | lunde<br>1990-2017                | Betydelig forbedret hekkesuksess i 2015, året etter toppen i minkuttak ble nådd.<br>Betydelig forbedret voksenoverlevelse i 2016, med en forsinkelse på ett år etter toppen i minkuttak. Andre årsaker som fører til forbedring, kan ikke utelukkes.<br>Betydelig forbedret bestandsstørrelse i 2017, med en forsinkelse i to år etter toppen i minkuttak. Andre årsaker som fører til forbedring, kan ikke utelukkes. |



## 4 Diskusjon

### 4.1 Minkuttaksmetoder

I DN-rapport 5-2011 er erfaringer med jakt på mink beskrevet og da særlig med fokus på instruks ved bruk av hund ved jakt på mink. Her påpekes det at passiv fangst med feller ikke er tilstrekkelig for å ta ut mink ettersom mink periodevis kan ha et ganske begrenset aktivitetsområde og dermed ikke avsløres uten aktivt søk. Flere øyer og holmer inngår ofte i en minks leveområde og arbeidet med å ta ut mink må derfor organiseres slik at en går over hele øysystemer og ikke bare enkeltholmer/øyer. Immigrasjon av nye individer etter uttak gir viktig informasjon om bekjempingsområdet er tilstrekkelig stort til at koloniene som skal holdes fri for mink er tilstrekkelig beskyttet. Det kreves derfor kunnskap om minkens spredningsdynamikk og leveområde for å kunne drive effektiv bekjempelse. Det vises også til at det er nyttig å bruke GPS-peilesystem for hund ettersom det gir sporlog både for hund og fører som i etterkant kan brukes som dokumentasjon på innsats.

I de fleste områdene hvor minkuttak overlapper tilstrekkelig med sjøfugldata har uttaket foregått i mindre enn 10 år (Figur 2), bortsett fra i Oksøy-Ryvingen og Heglane og Eime hvor registreringer av uttak går tilbake til henholdsvis 2010 og 2006. I alle områdene utenom Heglane og Eime foregår fortsatt minkuttak før hekkesesongen starter. Det er kun ved Heglane og Eime hvor uttak er registrert som null i 2022, men antall individer er svært lavt for Hornøya og Reinøya naturreservat, hvor kun ett eller to individer har blitt registrert de siste årene. Unntaket er Hjelm-søya, hvor det har vært brukt viltkamera for å overvåke minkaktivitet på utvalgte steder i flere år. Dette betyr at vi nesten med sikkerhet kan si at områdene rundt sjøfuglkoloniene ikke ble besøkt av mink og dermed var minkfrie.

For de fleste områder ser antallet mink som er tatt ut til å ha gått kraftig nedover etter at uttakene begynte, og for flere områdene virker det sannsynliggjort at de faktisk er minkfrie eller tilnærmet minkfrie. Dette gjelder blant annet Heglane og Eime, Fedje og Sør-Gjæslingan. Men fordi mink har tetthetsdrevet overlevelse, dvs. at overlevelsen til individene øker når det er lite mink i området, er det mulig at overlevelsen til gjenlevende mink øker etter intensivt uttak. For å kunne si noe om hvor mye av nedgangen som er drevet av redusert antall mink og hvor mye den er drevet av at mink blir vanskeligere å ta ut ved lavere tettheter, trenger man data på fangstinnsett f.eks. hvor mye av et område som er gjennomført, antall runder med aktiv jakt eller feller, tetthet og plassering av feller osv. Som nevnt over, er det en tydelig instruks om at arealet som dekkes i forbindelse med uttak av mink skal dokumenteres gjennom sporlogg (DN-rapport 5-2011), men denne informasjonen er i praksis ikke tilgjengelig for vurdering av innsats. I tillegg trengs overvåking av minkaktivitet etter uttaksforsøk. Dette er spesielt viktig ettersom sjøfuglene kan bli kraftig påvirket selv ved lave minkforekomster. En enkelt mink kan i noen tilfeller være nok for å tømme en koloni i et enkelt år. Vi har i denne rapporten ikke data av god nok kvalitet til å vise slike effekter for noen av områdene. For å vise at et område er minkfritt kreves besøk flere ganger i løpet av et år. I hekkesesongen for fugl vil predaterte egg og unger være tegn på fortsatt tilstedeværelse, men også avføring og stier. Om vinteren vil nysnø avsløre hvilke områder som fortsatt har mink. I tillegg er viltkamera satt opp for å registrere minkaktivitet, en godt utprøvd metode. Selv om slike nøyaktige undersøkelser gjennomføres er det stor mulighet for at det fortsatt er individer igjen. Områdene må derfor følges opp fortløpende for å være sikre på at de forblir minkfrie. Fortløpende overvåking sikrer også at tiltak kan settes inn raskt og effektivt dersom mink observeres. Basert på de tilbakemeldingene vi har fått, følges områdene opp fortløpende i den grad værforhold tillater det, men det er mangelfull dokumentasjon på omfanget av oppfølgingen samtidig som det, foruten Hjelm-søya, mangler informasjon om bruk av viltkamera for oppfølging av minkaktivitet.

Aktiv jakt benyttes i den intensive uttaksperioden, i kombinasjon med at det settes ut feller både i randsonen og dersom man påtreffer individer som man ikke lykkes med å få tatt ut. Aktiv jakt og fellefangst har ulike styrker og svakheter. Aktiv jakt har den fordelen at den kan lykkes med

å ta ut «felle-sky» individer, men er lite egnet til å ta ut mink som er sporadisk i området. Basert på de opplysningene vi har fått, brukes de to metodene parallelt, men det mangler informasjon om innsatsen ved bruk av de to metodene. Uten å ha kjennskap til funksjonalitet av fellene som er brukt, er det vanskelig å vurdere endringer i uttaket. Et lavere uttak kan skyldes at færre fellere er satt ut, adferdsendring i hvor minken befinner seg (relativt til hvor fellene er plassert), eller en reell nedgang i antall mink som befinner seg i området. Om innsatsen har holdt seg lik mellom årene, kan nedgang i uttak etterfulgt av en oppgang, tyde på at det er påfyll av individer fra områder utenfor uttaksområdet. Andelen hunner sier noe om skadepotensialet siden hunner er stedsfast, og så lenge hunnen er parret, er det høy sannsynlighet for at hun er drektig og kan gjøre større skade ettersom matbehovet økes betraktelig når ungene skal fostres opp. Andelen hanner sier noe om spredningspotensialet ettersom de flytter seg over større områder, særlig i parringstiden.

## 4.2 Hva er effekten av mink på sjøfugl?

Flere studier har vist at mink har en negativ påvirkning på bakkehekkende fugl (Bonesi og Palazon 2007). Tilsvarende negativ påvirkning fra mink er i denne undersøkelsen vist fra Fedje og Sør-Gjæslingan. I tillegg har vi kjennskap til at mink har tatt egg eller unger på Hjelmsøya (f.eks. Anker-Nilssen mfl. 2006) og Hornøya (Reiertsen mfl. 2019). I resten av områdene vi har valgt å undersøke kan vi anta en negativ påvirkning. Den negative effekten vist i områdene vi har valgt ut er observasjoner av enkeltstående hendelser slik som predasjon på voksne, hekkende fugler, egg eller unger. Slike enkeltstående hendelser av minkpredasjon er relativt enkelt å dokumentere og krever ikke noe eksperimentelt design. Det å vise bestandsnedgang ved økende tetthet av mink eller, som i dette oppdraget, bestandsvekst ved redusert tetthet av arten, er problemsstillinger som krever en eksperimentell design som er gjennomtenkt for formålet. I områdene som er undersøkt har vi ikke klart å vise en sammenheng mellom minkfjerning og sjøfuglbestander. Mulige forklaringer på dette kan være:

- *Områdene er ikke helt minkfrie, noen få individer er fortsatt til stede.* Uten kontinuerlig overvåking av tilstedeværelsen av mink kan vi ikke vite om det fremdeles er mink som påvirker sjøfuglbestandene negativt.
- *Påvirkning av andre predatorer.* Om minken delvis eller helt er fjernet fra områdene som er valgt ut, kan andre predatorer øke, slik at påvirkningen på sjøfuglene blir vanskeligere å oppdage.
- *Koloniflytting.* Det er kjent at sjøfugler prospekterer flere kolonier i forbindelse med etablering. Vi har også vist at kolonier ofte flytter dersom foregående hekkforsøk er mislykket (se også Ponchon m. fl. 2017). Disse nye koloniene kan ofte ligge utenfor undersøkelsesområdet. Denne prosessen vil forsinke reetablering i koloniene der mink har vært fjernet, ettersom de inntil videre hekker et annet sted.
- *Svekket rekruttering.* Etter mange år med minkpredasjon på egg og unger vil rekrutteringen i en bestand gå ned. På langlevende arter, som de fleste sjøfugler er, vil det derfor ta tid før positive effekter vises. I slike tilfeller vil kun lange overvåkingsserier kunne vise effekt av minkuttak på sjøfuglartene.
- *Maskering fra andre drivere.* Demografi og bestandsutvikling hos sjøfugl er ofte variabel og styrt av en rekke drivere, inkludert klima, forstyrrelser, predasjon og næringstilgang. Andre drivere kan derfor maskere eventuelle effekter av predasjon fra mink. Spesielt vil næringstilgang i hekkeperioden påvirke hekkesuksess direkte, og næringstilgang og vær kan påvirke vinteroverlevelse hos voksne. I tillegg har sjøfugl sen kjønnsmodning, og de fleste artene bruker flere år før de begynner å reproducere. Det er med andre ord en kompleks interaksjon av effekter og tidsforsinkelser som påvirker sjøfuglbestander.

### 4.2.1 Viktigheten av riktig tidspunkt for kartlegging

Fyrsteilene ligger i Oslofjorden, og det har i noen år vært en hettemåke-koloni på nordenden av øya. I tillegg har det ofte vært en liten makrellterne-koloni på øya. Hettemåkene etablerer et par uker før makrellternene, og har dermed flyvedyktige unger tidligere.

I 2022 ble kolonien videoovervåket, og det ble tatt dronebilder hver uke som en del av en masteroppgave ved Universitetet i Oslo. Det var 390 par med hettemåker i midten av mai (Hagestad un.publ.). 23. juni ble det flydd drone for å kartlegge ungeproduksjon i kolonien. På dette tidspunktet hadde makrellternene fremdeles små unger eller egg. Noen dager senere dukket det opp flere mink på øya. Hettemåkene var akkurat store nok til at de fleste overlevde, og en normal andel av de ringmerkede ungene er allerede sett i utlandet denne vinteren (Molværsmyr un.publ.). Minken førte til at ingen av makrellternene fikk frem unger denne sesongen. Kolonien ble tømt for unger i løpet av få dager.

Denne episoden viser hvor sensitiv overvåkingen er for når kartleggingen gjennomføres for å få gode data på minkeepisoder og generell hekkesuksess. Hadde hekkesuksessen blitt forsøkt kartlagt noen dager senere ville det ikke vært noen unger til stede. Dette ville sannsynligvis blitt tolket som at de ikke fikk frem unger, selv om virkeligheten var at de forlot kolonien tidligere enn vanlig. For makrellternene vil det være lett å anta at de får frem unger dersom man teller hekkesuksess for tidlig, selv om hele kolonien blir tømt noen få dager senere.

I datamaterialet vi har jobbet med i denne rapporten, har vi ikke sett på kartleggingsdato i det hele tatt. Det er likevel kjent at kolonier kartlegges til forskjellige datoer i forskjellige fylker. I enkelte databaser har det også vist seg igjennom arbeidet med denne rapporten at alt fra hele datasett til enkeltobservasjoner ligger med feil telledato. Dette er ekstra alvorlig ettersom en del av koloniene, særlig hettemåker og terner, varierer veldig mye i antall igjennom sesongen (Molværsmyr 2019). Det blir dermed vanskelig å vurdere om antallet telt er rett antall eller om det burde vært korrigert før det sammenlignes med andre områder.

### 4.2.2 Viktigheten av å kartlegge hekkesuksess

Sammenlignet med hekkebestandstillinger gir hekkesuksess direkte informasjon om hvordan hekkingen har gått i årets sesong. For områdene der hekkesuksess var tilgjengelig i dette studiet, fant vi økt hekkesuksess like etter oppstart av minkuttak i to områder, Sør-Gjæslingen og Fedje, og Reiertsen et al. (2019) rapporterer økt hekkesuksess i første året etter minkuttak. For de resterende områdene med data på hekkesuksess hadde minkuttak ingen klar effekt på hekkesuksess. Det som er vanskelig er å vite hvor mye av variasjonen i hekkesuksess som skyldes fravær av mink, og hvor mye som skyldes andre faktorer. Hekkesuksess avhenger av faktorer som mattilgang, værforhold og predasjon, og i enkelte saker ulovlig jakt som antagelig vist i Sør-Gjæslingen. Det er vist at næringsbrist i ungeperioden kan føre til høy grad av ungepredasjon hos måker, på grunn av at de voksne må bruker mer tid og ressurser på næringssøk (Camphuysen 2013). Det er derfor viktig å samle inn informasjon om ulike drivere av hekkesuksess når effekten av minkuttak skal evalueres. Lange tidsserier med hekkesuksess i samme område vil og være med på å gjøre bildet klarere hva variasjonene skyldes. Vår gjennomgang av studier viser at detaljerte studier av hekkesuksess, forflytninger, reirpredasjon og minkaktivitet, slik som var tilfelle på Sør-Gjæslingen, Fedje og Hornøya, var avgjørende for å dokumentere effekten av minkuttak.

## 4.3 Råd om videre uttak av mink

Oppdragsgiver ønsket på bakgrunn av funn i denne rapporten at vi skulle gi råd til videre uttak av mink, med målsetting om at fremtidig uttak skal bli mer effektivt og treffsikkert. Vi anbefaler

- Bruk av adaptiv bekjempelse av mink, hvor overvåking, effektvurdering og metodetilpasning skjer kontinuerlig.
- I tillegg til å registrere antall mink tatt ut, registrerer innsatsen i minkuttaket, samt aktiv overvåking av gjenværende mink i området.
- I større grad tar i bruk egnede overvåkingsmetoder som viltkamera med dataoverføring ved kjente stier og avføringsplasser.
- Bedre dokumentasjon av metodene som brukes
- Hvor det er ferskvannskilder kan det være aktuelt å teste om DNA-analyser er en egnet metode for overvåking, ettersom mink bruker ferskvann for å stelle pelsen

Fordi uttak av mink er en langvarig prosess, og sporadisk aktivitet og rekolonisering er vanlig selv i isolerte kolonier, burde uttak skje som anbefalt i DN-utredning-6-2011 ved bruk av adaptiv bekjempelse, hvor overvåking, effektvurdering og metodetilpasning skjer kontinuerlig. Ut ifra data som vi hadde tilgang til, var det i liten grad mulig å vurdere metodene for minkuttak. Fra Rovbase registreringene så vi at antall mink fjernet generelt først økte for siden å avta. Dette skyldes et høyt uttak i den mest aktive bekjempelsesfasen/uttaksperioden og minkuttaket avtar deretter når man kommer inn i vedlikeholdsfasen. De individene som tas ut i vedlikeholdsfasen er i all hovedsak tatt ut i randområdene, dvs. i de naturlige spredningskorridorene inn mot verneområdet. Vi kunne ikke si hvor mye av dette som skyldtes nedgang i minkbestanden og hvor mye som skyldtes nedgang i suksessrate ettersom mink blir vanskeligere å ta ut ved langvarig innsats.

For å kunne gjøre fremtidige effektmålinger av minkuttak anbefaler vi at man i tillegg til å registrere antall mink tatt ut, registrerer innsatsen i minkuttaket, samt aktiv overvåking av gjenværende mink i området. Kunnskap om innsats og aktiv overvåking av gjenværende mink er nødvendig for få et mer presist mål på hvor effektivt minkuttaket har vært, og hvor stor effekt det har hatt på minkbestanden.

SNO benytter hovedsakelig metodene aktiv jakt med bruk av spesialtrente hunder og fellefangst ved uttak av mink. Dette inkluderer en app for registrering av feller, og flere fellesystemer varsler med SMS når mink har gått i fellen. Det var ikke mulig å vurdere i regi av dette prosjektet om data fra denne appen var egnet til å vurdere feltinnsats ved bruk av feller eller som spor og tidslogg for aktiv jakt. Det var heller ikke mulig å vurdere om mink var til stede etter jaktforsøk ettersom dette ikke er registrert. Vi anbefaler at man i større grad tar i bruk egnede overvåkingsmetoder som viltkamera med dataoverføring ved kjente stier og avføringsplasser. I noen grad er det opplyst at slike metoder brukes allerede per i dag, men dokumentasjonen er mangelfull og dermed ikke tilgjengelig for evalueringen som er gjennomført i denne rapporten. Erfaringsmessig, går slike data tapt med mindre de lagres på en trygg og systematisk måte som gjør det mulig å bruke informasjonen som samles inn analyseverktøy. I tillegg, der hvor det er ferskvannskilder kan det være aktuelt å teste om DNA-analyser er en egnet metode for overvåking, ettersom mink bruker ferskvann for å stelle pelsen.

#### **4.4 Råd om hvilke områder som egner seg for fremtidig effektmåling og hvordan effektmålingen bør gjennomføres**

Her oppsummere vi fremtidig råd om hvilke områder egner seg for fremtidig effektmåling og hvordan effektmålingen bør gjennomføres som punktliste og utdype hvert punkt deretter.

- Begynn med et godt design
  - Det må være mulig å vurdere effekten av uttaket av mink på både minkbestanden og sjøfuglbestanden
- Dokumentér tiltaket og effekten av det
  - Både områder der minken er dokumentert fjernet og områder der fjerningen må holdes vedlike over tid fortsatt overvåkes.

- Lag skriftlig protokoller
  - Lag skriftlig protokoller for uttak av mink, slik at det blir lettere å forstå hvilke metoder som har vært brukt og hvorfor.
- Gjør sjøfuglregistrering etter en felles mål
  - Sjøfuglregistrering burde inkludere bestandsstørrelse, hekkesuksess, og predasjon og gjøres etter fellesmål slik at det blir mulig å sammenligne mellom år og mellom forskjellige kolonier.
- Sammenlign med nærliggende kontrollområder
  - Overvåke sjøfugler med samme metodikk i nærliggende og sammenlignbare områder hvor minkuttak ikke foregår for å vurdere om fraværet av mink på en koloni har direkte følge av uttaket, eller om de fleste kolonier ikke blir påvirket av mink selv om det er mink i området.
- Ha gode rutiner for lagring av data
  - Gjennomføre kvalitetssikring av databasene for både minkuttak og sjøfuglparametrene, slik at data er samlet og standardisert.
- Lag synergier med eksisterende prosjekter
  - Det vil være lønnsomt å gjøre fremtidige vurderinger av effekten av uttak av mink på sjøfugl i områder hvor det allerede foregår sjøfugl registreringer

#### 4.4.1 Begynn med et godt design

Minkuttaket har først og fremst vært gjennomført med tanke på å fjerne minken, og har i praksis ikke vært designet for at effekten av uttaket skulle kunne måles, hverken på minkbestanden eller på sjøfuglbestanden. Vi fant kun ett tilfelle hvor effekten av minkuttaket kunne sammenlignes med nærliggende kolonier uten minkuttak. Det er derfor svært begrenset mulighet til å skille naturlig dynamikk i sjøfuglbestandene fra effektene av minkuttaket. Hvis det er ønskelig å måle effekten av minkuttaket anbefaler vi at det utarbeides et design med flere replikerte kontroll- og uttaksområder, hvor effekten på både mink- og sjøfuglbestandene overvåkes etter samme protokoll. Effektmåling av minkuttak burde evalueres gjennom et adaptivt oppsett som tillater inkludering av oppdatert kunnskap via en systematisk iterativ tilnærming. Dette vil gi et vesentlig bedre grunnlag for å kunne utføre effektmålinger av minkuttak i sjøfuglkolonier i fremtiden.

#### 4.4.2 Dokumentér tiltaket og effekten av det

Med bakgrunn at minkuttaket i de forskjellige områdene har ulik grad av suksess i å fjerne mink, er det viktig at både områder der minken er dokumentert fjernet og områder der fjerningen må holdes vedlike over tid fortsatt overvåkes. Oppfølging av områder der minken er fjernet er også viktig for å kunne si noe om mulighetene for reetablering. Egnede overvåkingsmetoder inkluderer viltkamera med dataoverføring ved kjente stier og avføringsplasser, registrering av aktivitet og sportegn i felt og eventuelt analyse av miljø DNA fra ferskvannskilder. Områdene bør ha en geografisk spredning for å fange opp hvordan flest mulig sjøfuglarter påvirkes. Geografisk spredning er også viktig for å kunne vurdere hvordan forekomsten av oter og andre predatorarter påvirker både tilstedeværelse og innvandring av mink.

#### 4.4.3 Lag skriftlige protokoller

For å gjennomføre en god effektmåling i fremtiden trenger man skriftlige protokoller for uttak av mink, slik at det blir lettere å forstå hvilke metoder som har vært brukt og hvorfor. Protokollene bør inneholde informasjon om blant annet når ett gitt område oppsøkes, hvem som deltar, hvilke transekter som jakes, fangstmetode og antall feller. Det blir da enklere å dokumentere endringer grunnet oppdatert kunnskap om uttaksmetode, og ta høyde for disse når man vurderer datagrunnlaget, inkludert hvilke data som er sammenlignbare og hvilke man må behandle annerledes. Det bør også defineres mål for de ulike områdene. Eksempler på mål knyttet til mink er utryddelse eller kontroll av mink. For sjøfugl kan målene være økning, stabilitet eller redusert nedgang i sjøfuglbestandene. Disse målene kan i ettertid gi informasjon om grad av måloppnåelse.

#### 4.4.4 Gjør sjøfuglregistrering etter en felles mal

For sjøfugl gjelder det å få data både på bestandsstørrelse, hekkesuksess, og predasjon. Telling av antall voksne fugler (**antall par**) i sjøfuglkolonier bør følge anbefalingene i takseringsmanualen til Follestad og Lorentsen (2011). Det finnes i hovedsak tre måter å telle en koloni:

*Tilsynelatende okkuperte reir eller reirplasser.* Gjøres som oftest med å gå gjennom kolonien med GPS og markere hvert reir inntil hele kolonien er dekt. Vær oppmerksom på at dette også innebærer store forstyrrelser for fuglene, og kun bør gjøres av personer med lang erfaring. Bruk av drone vil gi tilsvarende resultat, men uten forstyrrelsen (så lenge det blir gjort av kvalifisert personell og på rett måte), noe som vil være å foretrekke. Det er viktig å oppgi om kolonien er gjennomgått manuelt eller om den er flydd over med drone, ettersom tidlige resultater viser at det kan være relativt store forskjeller på tallene fra de ulike metodene (Molværsmyr unpubl.).

*Antall par i hekkekolonien:* Antall par med eller uten unger eller tilsynelatende aktive territorier telles opp fra avstand.

*Antall individer til stede i kolonien:* Alle individer både rugende og rastende telles opp.

Tidspunkt for telling er viktig for å få gode bestandstall for en koloni. Det optimale tidspunktet varierer mellom arter og hvor man er i landet. Teller man en art på feil tidspunkt kan det gi et feil bilde av situasjonen. For eksempel vil det å telle fiskemåker midt i mai i Sør-Norge ikke gi gode data, ettersom de aller fleste legger egg etter dette (Helberg et.al., in prep.). Samtidig mister man nøyaktighet på andre arter, som gråmåke og svartbak, dersom tellingen foregår senere på sesongen. *Det er sterkt å foretrekke å telle antall okkuperte reir eller aktive par, ettersom antallet individer i koloniene varierer mye avhengig av dato, tid på døgnet, mattilgang, predatorpress osv.*

Estimering av **heksesuksess** må skje rett før ungene er flygedyktige og gjøres ved å telle opp antall unger som er produsert i kolonien. Dette kan gjøres ved nøyaktige tellinger ved å bruke drone eller sitte på avstand og bruke kikkert, kamera og teleskop. Hos arter som skjuler ungene, som f.eks. lomvi, kan dette være vanskelig, og et godt estimat av heksesuksess kan avhenge av at ungene er ringmerket med fargeringer tidligere. Det er avgjørende at man først vet hvor mange aktive par/reir det har vært i koloniene for å kunne si hvor mange unger som blir produsert per reir. De siste årene har dette gjerne blitt gjort med drone i hettemåke-koloniene (Helberg og Molværsmyr, 2022).

#### 4.4.5 Sammenlign med nærliggende kontrollområder

Når vi fjerner mink forventer vi at heksesuksessen skal øke, ettersom færre unger blir drept av mink. Det vil likevel være mange forskjellige faktorer som kan redusere ungeproduksjonen. Derfor er det ideelt for effektmåling å vite hvorfor hekkforsøkene mislykkes. Dette er ofte komplisert, og krever intensiv overvåking av reirene i kolonien. I mange tilfeller, særlig i terne- og småmåkekolonier kan dette gjøres med kameraovervåking, men ettersom koloniene flytter mye rundt krever det jevnlig oppfølging i felt. Særlig i større kolonier bør man også ha kameraer for å aktivt følge opp minkaktivitet, sånn at man vet om koloniene direkte påvirkes av mink. Det kan være mink i området selv om den enkelte koloni ikke blir påvirket.

Ideelt burde man også overvåke sjøfugler med samme metodikk i nærliggende og sammenlignbare områder hvor minkuttak ikke foregår. Dette gjør det enklere å vurdere om fraværet av mink på en koloni har direkte følge av uttaket, eller om de fleste kolonier ikke blir påvirket av mink selv om det er mink i området. Samtidig vet vi at mink påvirker sjøfugl negativt, og det er mange eksempler på at noen få mink gjør store utslag på heksesuksess i kolonier. Man bør spørre seg om det er verdt å droppe uttak i et område, kun for å kunne sette opp et slikt eksperimentelt

design. Dette kan i verste fall føre til at allerede svært truede arter blir utryddet fra området man brukte som kontrollområde.

#### 4.4.6 Ha gode rutiner for lagring av data

I områdene der man i fremtiden vil gjøre en effektmåling bør det gjennomføres en kvalitetssikring av databasene for både minkuttak og sjøfuglparametrene, slik at data er samlet og standardisert. Det må beskrives hvordan kvalitetssikringsarbeidet foregår, slik at det blir gjort på en systematisk måte for alle områder. Det bør også opprettes kontakt med privatpersoner som gjør uttak av mink slik at det foreligger et mest mulig komplett datasett for uttak. Arbeid med å digitalisere historiske data på sjøfugl bør fortsette. Det anbefales på det sterkeste at alle data samlet i regi av statsforvalterne systematiseres og legges inn i Artsobservasjoner, eller i en annen egnet database. Data som blir liggende lagret lokalt i ulike formater er vanskelig tilgjengelig og har erfaringsmessig en tendens til å gå tapt.

Registrering av dato for besøk, hvor aktivt søk etter mink skjer (og ikke bare når mink er tatt ut), felleplassering, antall mannskap (og hund), og om hele området ble gjennomført, eventuelt beskrivelse av delområder om uttak skjedde over flere dager. I tillegg bør det registreres antall, kjønn, graviditet og antatt alder hvor det er tydelig at individer ikke er voksne. Data må lagres i en felles database, eller lagringsløsning som gjør at data kan brukes i forbindelse med senere evalueringer.

Data fra sjøfugltellinger fra statsforvalterne skal i dag lagres på Artsobservasjoner. I praksis har vi derimot sett at et mindretall av eksisterende data er tilgjengelig. Artsobservasjoner er heller ikke nevneverdig godt egnet for å lagre data fra sjøfugltellinger, noe som blir godt illustrert med dataene fra Færder. Her er dataene lagt inn i Artsobservasjoner og er tilgjengelige. Hvis dataene er lagt inn på et prosjekt, er ikke alltid det samme prosjektet brukt. Det er også sjelden brukt Miljødirektoratet sitt anbefalte prosjekt for tellinger i regi av statsforvalteren (Miljodir\_sjøfugl\_verneomraader). Dette gjør det vanskelig å filtrere ut dataene fra mengden av tilfeldige observasjoner i databasen, som i denne sammenhengen har betydelig mindre verdi ettersom man ikke vet noe om metoden som er brukt for å telle. I tillegg mangler det et telleenhetsfelt i Artsobservasjoner, noe som gjør at man ofte ikke vet hva som er telt. For Færder så er det rapportert «N ind. reir med egg eller unger». Det er ikke mulig å vite om det her er telt antall reir, og at det er det som er rapportert, eller om det er telt individer som satt på øya og det antallet som er rapportert. Begge løsninger finnes beviselig i databasen og gjør det i praksis umulig å bruke dataene uten å først manuelt gå igjennom hele datasettet. Anbefalt rapportering av reirtellinger i Artsobservasjoner, og den eneste som ikke kan misforstås sånn databasen er bygd opp i dag, bør være «N i par reir med egg eller unger», hvor N er antall reir \* 2. Den eneste ulempen med denne metoden er at man rapporterer noe annet enn det man faktisk så, da koloniene aldri har alle foreldrene i kolonien til samme tid. Bruk av Artsobservasjoner er enda vanskeligere for å rapportere hekkesuksess, og det er i praksis ingen god måte å gjøre dette i dag.

Sist, men ikke minst rapporteres ikke tallet null i Artsobservasjoner. Dette er en betydelig mangel som i praksis gjør dataseriene skjeve og ubrukelige i en overvåkingssammenheng. Det har også vist seg gjennom denne rapporten at det er viktig å telle nullverdier for koloniene. Toppskarv på Eime er et godt eksempel. På Eime og Heglane var det tydelig at det ikke ble kartlagt det samme området hvert år. Vi løste dette ved å kun velge ut år hvor det så ut på kartet som at de hadde kartlagt alt. Likevel går bestandstallet på toppskarv mye opp og ned i Figur 8. Det er høyst sannsynlig en koloni med toppskarv som ikke blir telt hvert år, men som befinner seg innenfor området som blir kartlagt. Ved å kombinere takseringsområdet som er dekket under tellinger blir det mulig å registrere tellinger av utvalgte arter i databasen som søkt og ikke funnet (0), eller ikke søkt etter (f.eks. pga. værforhold, logistikk osv.). Dette er særlig kritisk for arter som flytter mye rundt, slikt som hettemåker og terner.

Rett før publisering av denne rapporten har vi også blitt gjort oppmerksomme på at data fra Hvaler faktisk eksisterer, og at data siden 2017-2018 er publisert på Artsobservasjoner under

Miljødirektoratet sitt prosjekt. Det ville uansett ikke vært aktuelt for bruk i denne rapporten ettersom den publiserte tidsserien er for kort. Derimot kom det også frem et annet stort metodisk problem med datasettet. Statsforvalteren har kartlagt alle kolonier i området, men kun fugler som hekker innenfor verneområdet er publisert på Artsobservasjoner, dette på instruks fra Miljødirektoratet. For enkelte kolonier betyr dette at kun noen av fuglene som hekker i kolonien er publisert, fordi det hekker fugler både innenfor og utenfor verneområdet. Tallene utenfor verneområder er i dette tilfellet verken digitalisert eller publisert. Dataene fra Hvaler er tilsynelatende svært gode, men de er i praksis ubrukelige ettersom de verken digitaliseres eller publiseres.

#### 4.4.7 Lag synergier med eksisterende prosjekter

En fremtidig effektmåling kan i teorien gjennomføres hvor som helst i landet. Det er likevel naturlig å plassere effektmålingen nært der man allerede har eksisterende data. Vi har i denne rapporten vist at det ikke finnes noen områder som per i dag har data av tilstrekkelig kvalitet for å måle effekter av minkuttaket.

Færder nasjonalpark: På Færder finnes det data på antall hekkepar i relativt lang tid tilbake, både der det har blitt tatt ut mink i selve nasjonalparken og utenfor, som i denne rapporten har blitt brukt som kontrollområde. Ikke alle dataene som finnes er tilgjengeliggjort, og tidsserien kan forlenges om dataene blir digitalisert. Det finnes ingen informasjon om hekkesuksess eller predatorer/minkaktivitet for områdene, og dette kan opprettes. Overvåking av hekking av teist vil også hjelpe mye for å si noe om effektene, men dette er en art som gjerne er vanskelig å jobbe med og som krever en del ressurser. Kameraovervåking ved teistkoloniene vil likevel være et steg i riktig retning.

Oksøy-Ryvingen landskapsvernområde: I Mandalsskjærgården har sjøfuglene vært fulgt nøye over lengre tid. Her finnes det både bestandstall, men også hekkesuksess for flere av artene. Dataene har ikke vært tilgjengelige for oss, men det finnes til og med noe data på hekkesuksess hos fiskemåker. Generelt bør man styrke aktiviteten på de små måkene og terner, inkludert årlig hekkesuksess og predatorovervåking. Man må også vurdere om man bør ha med noen urbane bestander av fiskemåke, som sannsynligvis lever beskyttet for mink. Det er også viktig å sørge for god kontroll med minken. Det foregår for tiden et enormt arbeid med bekjempelse av mink i skjærgården, både i offentlig og privat regi. Et meget godt tiltak til registrering av antall mink tatt ut vil være å sette opp kameraer for å registrere hvor mange mink som er igjen i områdene.

Fedje: Lokaliteten har ti år med gode data på hekkebestand og hekkesuksess for sildemåke og gråmåke. Overvåkingen startet før minkuttaket begynte og er fulgt opp i årene når minkuttaket er gjennomført. Det er også samlet inn data for tilstedeværelsen av mink i to av koloniene ved å bruke viltkamera og sportegn etter minkaktivitet. I forbindelse med et pågående NINA prosjekt vil tilsvarende data bli tilgjengelig også for 2023 og 2024. I dette prosjektet overvåkes også markrell- og rødnebbterne samt fiskemåke, men for disse artene er det begrenset med historiske data. Teisten som hekker på Holmengrå helt nord i kommunen ble inkludert i overvåkingen i 2022. Det samme ble svartbakene som hekker i Innarsøyane naturreservat. Fedje er et satsningsområde for minkbekjempelse fra SNO og statsforvalteren.

Hjelmsøya naturreservat: Er en nøkkellokalitet i SEAPOP sånn at det finnes relativt gode data på bestandsstørrelse og hekkesuksess for lunde og lomvi, samt noen andre arter som ikke er lett tilgjengelig for mink, og dermed ikke direkte relevante for minkuttaket. Fuglene blir overvåket gjennom overvåkningsfelt og man vet gjerne ikke hvorfor et enkelt reir mislykkes. Det har i noen år vært viltkamera som overvåker minkaktivitet i nærheten av overvåkningsfeltene. Det er vanskelig å overvåke mange lundehull med kamera, men man kan likevel få mye bedre kontroll på predasjonen igjennom en økt bruk av overvåkningskamera.

Gjæslingen: Det er allerede gode nok data på bestandsstørrelse og hekkesuksess på krykkjene, og god nok oppfølging igjennom SEAPOP, men det mangler data på minkaktivitet og predasjonen.



Andre områder: Ellers egner både skjærgården i Rogaland, Hvaler og Oslofjorden seg godt til effektovervåkning, men det må opprettes gode serier for hekkesuksess i områdene. Fokuset bør være på småmåker og terner ettersom det er disse som først blir påvirket av minkpredasjon. Det er svært få gjenværende hekkepar av de aktuelle artene i alle områdene, og man bør overvåke særlig fiskemåke urbant i nærliggende områder for å kunne si om fuglene flytter tilbake til skjærgården når minken blir fjernet.

## 5 Referanser

Anker-Nilssen, T., R. T. Barrett, J. O. Bustnes, K. E. Erikstad, P. Fauchald, S.-H. Lorentsen, H. Steen, H. Strøm, G. H. Systad, and T. Tveraa. 2006. SEAPOP studies in the Lofoten and Barents Sea area in 2006. NINA Report 249. 63 s

Bodey, T.W., Bearhop, S., Roy, S. S., Newton, J., McDonald, R. 2011. Behavioural responses of invasive mink *Neovison vison* to an eradication campaign, revealed by stable isotope analysis. *J of Applied Ecol.* 47,1 <https://doi.org/10.1111/j.1365-2664.2009.01739.x>

Bonesi, L., og S. Palazon. 2007. The American mink in Europe: Status, impacts, and control. *Biological Conservation* 134:470-483

Bårdsen, B.J, Hanssen, S. A., Bustnes, J. O. 2018. Multiple stressors: modeling the effect of pollution, climate, and predation on viability of a sub-arctic marine bird. *Ecosphere*, 9 (7). <https://doi.org/10.1002/ecs2.2342>

Camphuysen CJ (2013) A historical ecology of two closely related gull species (Laridae): multiple adaptations to a man-made environment. Ph.D. Thesis, Univ Groningen. <http://dissertations.ub.rug.nl/faculties/science/2013/c.j.camphuysen/>

Craik, J. 2008. Sex ratio in catches of American mink – How to catch the females. *Journal for Nature Conservation* 16:56-60

Direktoratet for naturforvaltning 2011. Scientific basis for action plan against American Mink in Norway Invasive American Mink (*Neovison vison*): Status, ecology and control strategies. DN-utredning 6-2011

Direktoratet for naturforvaltning 2011. Handlingsplan mot mink. DN-Rapport 5-2011

Erikstad, K.E., Bustnes, J.O, Hanssen, S.A. 2009. Key site monitoring on Grindøya in 2008. SEAPOP short Report 7-2009

Follestad, A. og Lorentsen, S-H. 2011. Takseringsmanual for måker, terner, skarv, teist, ærfugl og grågås. - NINA rapport 716. 28 s.

Helberg, M & Molværsmyr, Sindre. 2022. Kartlegging av hettemåke i Norge i 2022. BirdLife Norge - notat 2022-37. 5s.

Molværsmyr, Sindre. 2019. «Colony formation and breeding success in the rapidly declining Black-headed Gull». Master thesis, Universitetet i Oslo. <http://hdl.handle.net/10852/70056>.

Nordström, M., J. Laine, M. Ahola, og E. Korpimäki. 2004. Reduced nest defence intensity and improved breeding success in terns as responses to removal of non-native American mink. *Behavioral Ecology and Sociobiology* 55:454-460

Ponchon, A, Iliszko, L, Grémillet, D, Tveraa, T, Boulinier, T. 2017. Intense prospecting movements of failed breeders nesting in an unsuccessful breeding subcolony. *Animal Behaviour* 124. 183:191. <https://doi.org/10.1016/j.anbehav.2016.12.017>

Reiertsen, T.K., Erikstad, K.J. og Barrett, R. 2019. Effekter av mink predasjon på lunde-bestanden på Hornøya. NINA Prosjektnotat (internt upublisert oppdrag fra miljødirektoratet. Kontakt personer ved miljødirektoratet er Brit Veie-Rosvoll og Morten Ekker)

The Norwegian Directorate for Nature Management 2011. Scientific basis for action plan against American mink in Norway. Invasive mink (*Neovison vison*): Status, ecology and control strategies. DN-utredning 6-2011





*Norsk institutt for naturforskning, NINA, er en uavhengig stiftelse som forsker på natur og samspillet natur–samfunn.*

*NINA ble etablert i 1988. Hovedkontoret er i Trondheim, med avdelingskontorer i Tromsø, Lillehammer, Bergen og Oslo. I tillegg driver NINA Sæterfjellet avlsstasjon for fjellrev på Oppdal, og forskningsstasjonen for vill laksefisk på lms i Rogaland.*

*NINAs virksomhet omfatter både forskning og utredning, miljøovervåking, rådgivning og evaluering. NINA har stor bredde i kompetanse og erfaring med både naturvitere og samfunnsvitere i staben. Vi har kunnskap om artene, naturtypene, samfunnets bruk av naturen og sammenhenger med de store drivkreftene i naturen.*

ISSN:1504-3312  
ISBN: 978-82-426-5089-4

## Norsk institutt for naturforskning

NINA Hovedkontor

Postadresse: Postboks 5685 Torgarden, 7485 Trondheim

Besøks-/leveringsadresse: Høgskoleringen 9, 7034 Trondheim

Telefon: 73 80 14 00, Telefaks: 73 80 14 01

E-post: [firmapost@nina.no](mailto:firmapost@nina.no)

Organisasjonsnummer 9500 37 687

<http://www.nina.no>



Samarbeid og kunnskap for framtidens miljøløsninger