

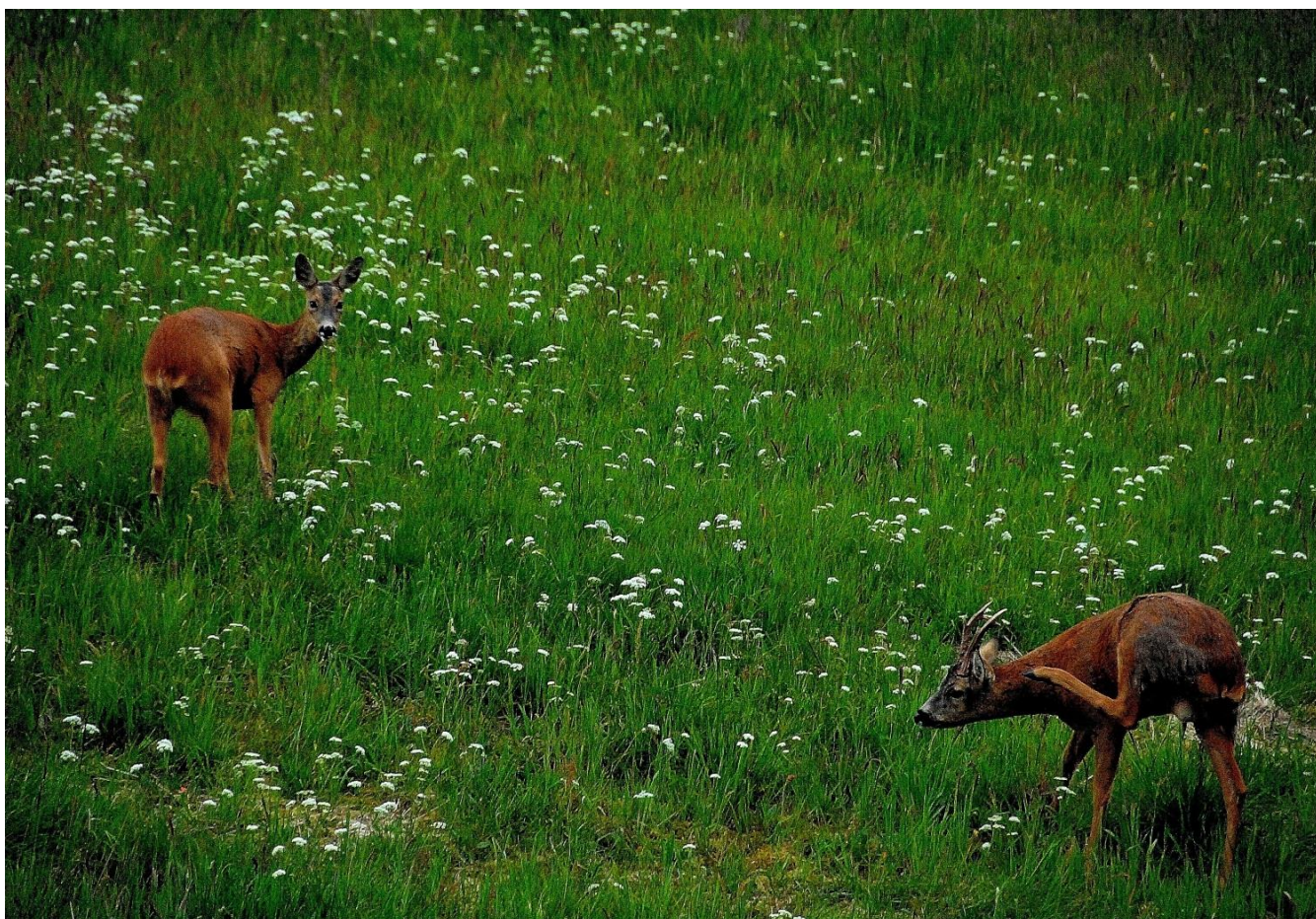
1038

NINA Rapport

Miljøovervåkingsprogram for Ormen Lange landanlegg

Overvåking av hjorteviltbestanden 2010 - 2012 - sluttrapport

Sigbjørn Stokke



NINAs publikasjoner

NINA Rapport

Dette er en elektronisk serie fra 2005 som erstatter de tidligere seriene NINA Fagrapport, NINA Oppdragsmelding og NINA Project Report. Normalt er dette NINAs 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 annet språk når det er hensiktsmessig.

NINA Temahefte

Som navnet angir behandler temaheftene spesielle emner. Heftene utarbeides etter behov og serien favner svært vidt; fra systematiske bestemmelsesnøkler til informasjon om viktige problemstillinger i samfunnet. NINA Temahefte gis vanligvis en populærvitenskapelig form med mer vekt på illustrasjoner enn NINA Rapport.

NINA Fakta

Faktaarkene har som mål å gjøre NINAs forskningsresultater raskt og enkelt tilgjengelig for et større publikum. De sendes til presse, ideelle organisasjoner, naturforvaltningen på ulike nivå, politikere og andre spesielt interesserte. 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 vitenskapelige resultater i internasjonale journaler, populærfaglige bøker og tidsskrifter.

1038 Miljøovervåkingsprogram for Ormen Lange landanlegg

Overvåking av hjorteviltbestanden 2010 - 2012 - sluttrapport

Sigbjørn Stokke

Stokke, S. 2014. Miljøovervåkingsprogram for Ormen Lange landanlegg. Overvåking av hjorteviltbestanden 2010 - 2012 - sluttrapport. – NINA Rapport 1038. 39 s.

Trondheim, april 2014

ISSN: 1504-3312

ISBN: 978-82-426-2653-0

RETTIGHETSHAVER

© Norsk institutt for naturforskning

Publikasjonen kan siteres fritt med kildeangivelse

TILGJENGELIGHET

Åpen

PUBLISERINGSTYPE

Digitalt dokument (pdf)

KVALITETSSIKRET AV

Christer Moe Rolandsen

ANSVARLIG SIGNATUR

Forskningsjef Inga E. Bruteig (sign.)

OPPDRAGSGIVER(E)/BIDRAGSYTER(E)

A/S Norske Shell

KONTAKTPERSON(ER) HOS OPPDRAGSGIVER/BIDRAGSYTER

Siv Kristoffersen, Mark Silverstone

FORSIDEBILDE

Rådyr-geit og bukk i kultureng – Gossa. © Sigbjørn Stokke

NØKKEWORD

Gossa, Aukra, Møre og Romsdal fylke, oljeindustri, prosessanlegg, Nyhamna, Ormen Lange, hjorteviltovervåking, transekt, habitatseleksjon, distance sampling, Monte Carlo simulering, møkkdungen tellinger, bestandstetthet, rådyr, hjort

KEY WORDS

Gossa, Aukra, Møre and Romsdal county, oil industry, processing plant, Nyhamna, Ormen Lange, deer monitoring, transect, habitat selection, distance sampling, Monte Carlo simulation, pellet dung counting, population density, roe deer, red deer

KONTAKTOPPLYSNINGER

NINA hovedkontor

Postboks 5685 Sluppen
7485 Trondheim
Telefon: 73 80 14 00

NINA Oslo

Gaustadalléen 21
0349 Oslo
Telefon: 73 80 14 00

NINA Tromsø

Framsenteret
9296 Tromsø
Telefon: 77 75 04 00

NINA Lillehammer

Fakkelgården
2624 Lillehammer
Telefon: 73 80 14 00

Sammendrag

Stokke, S. 2014. Miljøovervåkingsprogram for Ormen Lange landanlegg. Overvåking av hjorteviltbestanden 2010 - 2012 - sluttrapport. – NINA Rapport 1038. 39 s.

Ormen Lange landanlegg på øya Gossa ble satt i drift i 2007 med A/S Norske Shell som operatør. Anlegget er plassert i et område som ifølge Norsk Hydro sin egen konsekvensutredning (2002) er i konflikt med hjortetrekktet til og fra fastlandet. Spesielt gjelder dette et viktig trekk som er konsentrert rundt Steinsvika i den nordøstlige delen av landanlegget. Konsekvensutredningen konkluderte forøvrig med at anlegget er plassert i et område som hadde middels betydning for hjorteviltbestandene (Norsk Hydro konsekvensutredning 2012). For å kunne dokumentere eventuelle effekter av landanlegget på hjorteviltbestandene ble det i 2008 gjennomført en grunnlagsundersøkelse som skulle danne utgangspunktet for et overvåkingsprogram av hjorteviltbestandene i årene 2010–2012. Denne rapporten presenterer resultatene fra overvåkingsprogrammet.

I overvåkingsprogrammet var det et hovedmål å få bedre estimater på utvikling i bestandstetthet og hvis mulig estimater på bestandsstørrelse. Det var også viktig å evaluere hvorvidt og i så fall hvordan hjorteviltet ble påvirket av landanlegget og virksomheten der. For å oppnå dette var det nødvendig å forbedre metodikken til mer komplekse tilnærminger. I denne studien er det derfor anvendt direkte og indirekte metoder for bestandsestimeringer som kan gi noen svar på disse spørsmålene.

På Gossa er det livskraftige bestander av både hjort og rådyr. Transekttellinger viser at kjønns- og aldersstrukturen til begge bestandene er forholdsvis lik de man finner i tilsvarende bestander som høstes gjennom jakt. Estimeringen av bestandstettheter viser at det som forventet var langt mer rådyr enn hjort på øya. Det var rimelig god overensstemmelse mellom viltnevnndas og mine tellinger, noe som indikerer at man ved forholdsvis enkle tellinger av dyr langs faste ruter kan registrere trender i hjorteviltbestander. Dersom det er behov for å estimere antall individer i bestander, kreves det mer tidkrevende metoder som distance sampling og møkkdungetellinger slik som i denne studien. Det var stor forskjell mellom tetthetsestimatene basert på distancetilnærmingen og møkkdungetellingene. Som gjennomsnittsverdi for studieperioden foreslo distancetilnærmingen at det var 5,4 rådyr/km² mens møkkdungetellingene tilsa 12,5 rådyr/km². Tilsvarende tettheter for hjort var hhv. 0,7 hjort/km² og 3,4 hjort/km². Estimatsforskjellene mellom metodene kan skyldes flere faktorer, men tett kantvegetasjon langs transektene reduserte siktbarheten svært mye slik at transektlengden ble veldig stor i forhold til antall observasjoner. Estimaten fra distancetilnærmingen ble derfor sannsynligvis kunstig lave. Imidlertid synes det rimelig sikkert at rådyrbestanden har minket etter 2010. Analysen antyder at også hjortebestanden har minket i løpet av studietiden, men dette må tolkes med forsiktighet på grunn av lite datamateriale. Forsøksvis anvendte jeg mitt begrensede datamateriale fra møkkdungetellingene til å estimere totalbestander av hjort og rådyr på Gossa. Estimeringen foreslår at rådyrbestanden minket fra rundt 700 til 400 dyr i løpet av studietiden. Tilsvarende tall for hjort var en reduksjon fra rundt 200 til 80 individer. Disse tallene er meget usikre, men de rimer forholdsvis bra overens med fellingsstatistikken.

For å vurdere eventuelle effekter av virksomheten ved landanlegget på hjorteviltet ble Gossa delt inn i to soner, en østlig og en vestlig del. Bestandstetthetene av hjortevilt i den østlige delen ved landanlegget var ikke forskjellig fra den vestlige delen. Med andre ord, dyretettheten ved landanlegget var ikke forskjellig fra andre steder på Gossa. Men dyrene på den østlige delen var ikke jevnt fordelt. Det var flere individer nært anlegget enn en vilkårlig fordeling tilsa. Det er derfor liten grunn til å anta at landanlegget i seg selv har direkte innvirkning på hjorteviltet. At både hjort og rådyr under og etter driftsstart av anlegget har eksistert nært og til og med på innsiden av gjerdet (før det ble permanent stengt mot sjøsiden) som omgir anlegget, tyder på at dyrene hurtig tilvennes aktivitetene ved anlegget. Dette er også i overensstemmelse med erfaringer fra andre tilsvarende installasjoner.

Den eneste sikre informasjonen som sier noe om bestandsstørrelser før og under anleggsperioden er jaktstatistikken som går tilbake til 2003. Dersom man antar at fellingsstatistikken avspeiler bestandstrender antyder dette at både hjorte- og rådyrbestandene økte kraftig under og etter anleggsperioden fram til 2010, hvorefter bestandene raskt avtok. For å se nærmere på denne utviklingen brukte jeg rådyret som eksempel fordi datagrunnlaget er best for denne arten. Vi ser da at svingningene i rådyrbestanden på Gossa overensstemte med den generelle bestandstrenden for rådyr i Møre og Romsdal. Men svingningene var langt mer markant for rådyrbestanden på Gossa, hvor bestandsøkningen fram til 2010 var 6 ganger større enn for Møre og Romsdal sin del. Denne forskjellen kan forklares med klimatiske forhold og variabel næringstilgang, men man kan heller ikke se bort ifra at den avgrensede bestanden på Gossa delvis kan ha blitt påvirket av lokale hendelser som de andre bestandene ikke ble påvirket av. Nyhamna med tilhørende områder beslaglegger omtrent 4-5 % av det totale arealet på Gossa. I løpet av anleggsperioden er det rimelig å anta at en del dyr ble fortrent fra anleggsområdet til andre områder på Gossa hvor bestandene var økende, slik at det skjedde en fortetting av bestanden i disse områdene. Dersom jakttrykket var rimelig konstant kunne en tettere bestand medføre økte fellingsrater fram mot 2010. Deretter ble bestanden trolig redusert såpass mye at jegerne ikke klarte å opprettholde uttaket på samme nivå som i 2010, noe som kan ha ført til en redusert avskyting de etterfølgende årene. Bestandsreduksjonen etter 2010 skyldes derfor først og fremst jaktuttaket. Dette var en ønsket effekt da det var en generell enighet om at bestanden før 2010 var for stor.

For å konkludere så er det ingen ting som tyder på at landanlegget har noen direkte negativ påvirkning på hjorteviltbestandene på Gossa i dag. Tettheten av dyr var størst nært anlegget på den halvdelen av øya som landanlegget ligger på. At flere dyr hadde tilhold på innsiden av gjerdet, selv om de kunne forlate området via åpningen mot sjøsiden, tyder også på at dyra hurtig tilvente seg til aktivitetene i forbindelse med landanlegget. Anlegget i seg selv har derfor liten direkte påvirkning på hjorteviltbestandene. Tettheten av hjortevilt på Gossa vil først og fremst være bestemt av jakttrykk, habitatkvaliteter og inn- og utvandring. Imidlertid kan tap av leveområder, på grunn av omdisponering av arealer til anleggsvirksomhet og annen infrastruktur, ha en viss betydning for hjorteviltbestandene på Gossa. Tap av leveområder over tid medfører at mindre ressurser blir tilgjengelig per individ, noe som medfører økt konkurranse individene imellom. Redusert kondisjonsfaktor for rådyret før bestandsnedgangen tyder på at dette kan ha vært av betydning. Tap av leveområder er betraktet som et av vår tids store problemer med hensyn til dyrebestander og biologisk mangfold og er således ikke noe særsyn for Gossa. Siden leveområdene til hjorteviltet på Gossa er noe redusert, så medfører dette at bestandene sannsynligvis bør justeres noe i forhold til de nye betingelsene for å være bærekraftig. Dette er også påpekt som et mulig problem i Norsk Hydro sin egen konsekvensutredning for området. For å oppnå en god forvaltning er det derfor viktig med gode tellinger og bestandsestimeringer slik at en bærekraftig utvikling av hjorteviltet på Gossa kan ivaretas.

Sigbjørn Stokke (sigbjorn.stokke@nina.no), NINA, Postboks 5685 Sluppen, 7485 Trondheim.

Abstract

Stokke, S. 2014. Environmental surveillance for the Onshore «Ormen Lange» plant. Monitoring of deer populations 2010 – 2012 – final report. – NINA report 1038. 39 pp.

The Ormen Lange Onshore Processing Plant on the island Gossa started up in 2007 with A/S Norske Shell as the operator. The plant is situated in an area that partly will be in conflict with the annual red deer migration between the island and the mainland. This in particular applies to a migrating route concentrated around Steinsvika in the north-eastern part of the plant. A consequence analysis suggested that the plant is situated in an area of average importance for deer. A baseline monitoring program aiming to evaluate possible effects of the plant on deer populations on the island was completed in 2008. The present main monitoring study (2010 – 2012) is based on the experiences gathered in the baseline study.

One important aim for the present study was to achieve better estimates for population densities and size if possible. Another goal was to evaluate if the plant and related installations somehow affected the deer populations and if so to detect the underlying mechanisms causing this. To deal with these questions, new approaches were necessary. Thus, indirect and direct methods for determining population densities and sizes were applied.

The island of Gossa harbours healthy populations of roe and red deer. Counting of animals reveals that the age- and sex structure resembles those of other populations that are harvested. As expected, the roe deer population was much larger than that of red deer. It turned out that the counting of animals done by the local authorities resembled mine results, suggesting that reasonable estimations of population trends can be achieved by relatively inexpensive and simple counts of animals along fixed routes. However, if estimates of population sizes are needed, more time consuming and expensive approaches like pellet group and distance sampling is needed. In the present study, there was a discrepancy between the density estimates obtained by distance and pellet group sampling. Distance sampling estimated 5.4 roe deer per km² on average whereas pellet group counting suggested 12.5 roe deer per km². Equivalent estimates for red deer were 0.7 deer per km² and 3.4 deer per km². This discrepancy may rely on several factors, but frequent stretches of dense vegetation along the roads used as transects reduced sight ability, thus rendering few observations compared to transect length. Estimates from distance sampling are therefore artificially low. However, it seems reasonably clear that the roe deer population has diminished after 2010. Red deer apparently has decreased too, but sample size is too small to conclude. By way of experiment I used my limited data material too estimate population sizes for roe and red deer. The estimates suggested that roe deer had decreased from approximately 700 to 400 individuals during the study, whereas corresponding numbers for red deer was a decrease from approximately 200 to 80 individuals. These numbers are certainly doubtful, even though they are reasonable if compared to the harvest statistics.

During the study there was no difference between the densities of deer around the plant compared to other places on the island. However, deer were not evenly distributed in the vicinity of the plant. There were more animals near the plant than farther away from the plant, thus rejecting a random distribution of deer around the plant. It is therefore no reason to believe that the deer population on the island has any behavioral aversion towards the plant as such. Deer occurred close to and even on the inside of the fence encircling the plant, as long as the fence was open towards the seaside (it was permanently closed in 2012). This suggests that deer rapidly habituates to activities related to the plant. This corresponds to findings from other plant sites, deer habituates to buildings and scheduled activities.

Hunting statistic is the only source for information about deer population densities before and under construction of the plant. Here I assume that hunting statistic reflects trends in deer pop-

ulations. The statistics suggest that deer populations on Gossa increased rapidly during the construction of the plant up until 2010, thereafter populations decreased. I used roe deer as a case to scrutinize this trend more carefully. The roe deer population at Gossa fluctuated synchronously with the mainland population in Møre and Romsdal. However, roe deer at Gossa increased its population size 6 times faster than roe deer at the mainland. This difference can be explained by climatic factors, migration and nutritional variability, but one cannot overlook the possibility that the island population might have been affected by some local factor, mainly avoided by the mainland population. The plant and attached facilities occupies about 4-5 % of the total area of Gossa. During the construction of the plant, some deer had to leave the area and move to other unaffected places on the island where the roe deer population already was increasing. Thus, further compressing the population in these areas. Assuming a constant culling pressure, this could increase the harvest rate up to and including 2010. Thereafter, hunters could not manage to maintain the harvest rate due to a decreasing roe deer population. The population decline was therefore first of all a result of the harvesting regime. The increased harvest was intended because the population was generally considered to be too dense.

To conclude, deer populations at Gossa did not exhibit any behavioral aversion towards the plant facilities. On the contrary, deer concentrations close to the plant was larger than further from the plant. Until the fence encircling the plant was permanently closed, deer moved in and out of the enclosure. This suggests that deer did not avoid the plant area. Deer populations at Gossa are mainly regulated by culling, habitat quality and migration. However, loss of habitat might affect the deer populations at Gossa. Fragmentation and loss of habitat is considered being a major problem regarding animal populations and diversity and as such no exception for Gossa. Given that habitat availability has decreased at Gossa, deer populations probably need to be adjusted somewhat to face a slightly changed carrying capacity. Therefore it is mandatory to carry out qualitatively well designed surveys to get good estimates of population sizes to be used as a guidance tool to achieve a sound management.

Sigbjørn Stokke (sigbjorn.stokke@nina.no), NINA, Postbox 5685 Sluppen, NO-7485 Trondheim.

Innhold

Sammendrag	3
Abstract	5
Innhold	7
Forord	8
1 Innledning.....	9
2 Områdebeskrivelse	11
3 Metoder, overvåkingsdesign og statistisk tilnærming.....	13
3.1.1 Datainnsamling ved hjelp av transekter	13
3.1.1.1 Reproduksjonsmessige forhold	13
3.1.1.2 Estimering av dyretettheter ved hjelp av distance metoden	14
3.1.2 Telling av møkkdunger	16
3.1.3 Beregning av seleksjonsindekser	18
3.1.4 Jaktstatistikk.....	18
3.1.5 Hjorteviltets arealbruk i forhold til anlegget	19
3.1.6 Analyseverktøy og databehandling	20
4 Resultater	21
4.1.1 Demografiske forhold.....	21
4.1.1.1 Kønns- og aldersstrukturer	21
4.1.2 Estimering av bestandstettheter- og størrelser	22
4.1.2.1 Dyretettheter basert på transektkjøringer	22
4.1.2.2 Estimering av tettheter basert på møkkdungetellinger	24
4.1.2.3 Kondisjonsfaktorer	25
4.1.3 Seleksjonsindekser og habitatbruk	25
4.1.4 Jaktstatistikk.....	26
4.1.5 Hjorteviltets arealbruk i forhold til landanlegget.....	27
4.1.6 Utbygging av areal på Gossa	28
5 Diskusjon.....	29
5.1.1 Demografiske forhold.....	29
5.1.2 Bestandstettheter og romlig fordeling av hjort og rådyr på Gossa.....	30
5.1.3 Hjorteviltets arealbruk i forhold til landanlegget.....	32
5.1.4 Konklusjon	33
Referanser	35

Forord

A/S Norske Shell har utarbeidet et miljøovervåkingsprogram for drift av Ormen Lange landanlegg. Som en del av dette programmet inngår en overvåking av hjorteviltbestandene sett i forhold til etableringen og driften av landanlegget. I 2008 fikk NINA i oppdrag å utføre en grunnlagsundersøkelse av hjorteviltbestandene som skulle være basis for en mer langsiktig hjorteviltovervåking. Denne rapporten er oppfølgingen av grunnlagsundersøkelsen og dekker tidsrommet 2010 til og med 2012. På grunn av begrensede ressurser er datamengden ikke stor nok til å trekke vidtrekkende og sikre konklusjoner, men jeg tror allikevel at resultatene gir en rimelig god beskrivelse av hjorteviltbestandene på Gossa i forhold til aktivitetene ved landanlegget i studieperioden.

I prosessen har det vært et samarbeid med Norske Shell og viltnemda for Aukra kommune. Leder i viltnemda, Lyder Hesthol, og sekretær Tormod Skarsbø har bidratt med nyttig informasjon om fellingsstatistikk. Palmar Nesje bidro med datainnsamling i den første feltsesongen.

Kontaktpersoner ved Norske Shell har vært Mark Silverstone og Siv Kristoffersen, som takkes for et godt samarbeid.

Trondheim, april 2014

Sigbjørn Stokke
Prosjektleder

1 Innledning

Utbyggingen av landanlegget for Ormen Lange på Nyhamna på øya Gossa i Aukra kommune ble startet i 2003 og anlegget ble ferdigstilt for drift i 2007. Ubehandlet gass fra Ormen Lange feltet i Norskehavet, omtrent 120 km vest for Kristiansund, ilandføres til Nyhamna for viderebehandling før utskiping til markedet. Terminalområdet for landanlegget var fra starten av inngjerdet men åpent mot sjøsiden. Omtrent 1 km² av det innesperrede arealet var friareal og uberørt av anleggsvirksomhet. Hjorteviltet kunne derfor bevege seg fritt ut og inn av friarealet på terminalområdet. Friarealet på innsiden av gjerdet fungerte derfor i prinsippet som en del av hjorteviltets leveområder på Gossa. Imidlertid ble det i 2012 reist et nytt gjerde på utsiden av det eksisterende gjerdet. Det nye gjerdet stengte også åpningen mot sjøsiden slik at friarealet på innsiden av gjerdet ikke lenger kan nås av hjortevilt på utsiden av gjerdet. Det avstengte området dekker i dag omtrent 2,1 km², hvorav ca 0,43 km² opprinnelig var dyrket eller dyrkbar mark og skog. Øvrige areal var fastmark – lynghei, impediment og myr av begrenset beiteverdi for hjortevilt. I tillegg dekker forlegningsområdet ca. 0,23 km², hvorav om lag halvparten var dyrket eller dyrkbar mark og skog. Utbyggingsområdet som helhet utgjør omtrent 4,5 % av øyas totale areal. I følge konsekvensutredningen til Norsk Hydro (2012) ligger anlegget i en sone som ble definert til å ha middels verdi for viltet. Tiltaksområdet berører Steinsneset som ble vurdert til å ha høy viltverdi blant annet fordi hjorten ofte strander på dette området under trekket (Norsk Hydro 2012). Man mente derfor det var fare for at dyr kunne sluses inn i tiltaksområdet viss de gikk i land der gjerdet var åpent. Hjortetrekk til og fra fastlandet er i hovedsak knyttet til fire traseer, hvorav de to nordligste befinner seg i eller i umiddelbar nærhet av tiltaksområdet (Norsk Hydro 2012). Utbyggingen av terminalområdet vil således kunne påvirke hjortedyrenes arealbruk og trekkruter. AS Norske Shell ønsket derfor å etablere et overvåkingsprogram for hjorteviltet for eventuelt å kunne registrere bestandsendringer som en følge av anlegget og tilhørende aktiviteter.

Tettheten av hjortevilt på Gossa vil først og fremst være bestemt av jakttrykk, habitatkvaliteter og inn- og utvandring. Den totale bestanden vil i tillegg være begrenset av tilgangen på egnede leveområder. For å oppnå en god forvaltning av hjorteviltbestandene er det viktig at man har en viss oversikt over disse faktorene (Gaillard m. flere 1998). Spesielt er det viktig å vite omtrent hvor mange dyr man har. Dette kan oppnås via to alternativer – enten må man ha oversikt over antall dyr man forvalter eller så må man overvåke bestandsendringene. Det er utviklet flere metoder for å oppnå slik informasjon, men det er svært vanskelig å få eksakte tall (Andersen m. flere 2004). Generelt har man to valg når man skal studere størrelsen på viltbestander. Enten kan man forsøke å estimere den faktiske bestandsstørrelsen, eller man kan velge metoder som gir indekser som uttrykker relative endringer i bestandsstørrelser. Selve tellemetoden kan igjen deles i to hovedgrupper. Enten anvender man direkte registreringer slik som jegerobservasjoner (f.eks. sett elg) eller observasjoner fra bil og/eller faste tellesteder. Alternativt kan man benytte indirekte registreringer slik som sportellinger i snø eller møkkdungetellinger (Acevedo m. flere 2010, Morelli m. flere 2011). Hvilken tilnærming som velges avhenger av flere faktorer, herunder økonomi, nøyaktighetsgraden som er ønskelig, landskaps- og topografiske forhold, dyras områdebruk og adferd.

Stokke med flere (2009) gjennomførte en grunnlagsanalyse som vurderte hjorteviltets eventuelle responser på landanlegget. I studien fra 2009 ble det kun anvendt enkle strukturtellinger som ikke muliggjorde tetthetsestimater. Mulige dyreresponser i forhold til anlegget ble vurdert ut ifra avstandene mellom dyrenes posisjoner i observasjonsøyeblikket og det nærmeste punktet på gjerdet som omgir landanlegget. Det ble ikke funnet noen indikasjoner på at dyrene viste noen unnnvikelsesrespons i forhold til landanlegget. Observasjonstettheten av dyr antydte at det var flere dyr i områdene rundt anlegget enn det var på øyas vestlige del. Stokke med flere (2009) foreslo at dette kunne være en mulig effekt av at dyr ble komprimert i dette området som en følge av tapte leveområder i forbindelse med byggingen av landanlegget.

I denne studien undersøkes disse problemstillingene nærmere og tilnærmingen er basert på erfaringene fra grunnlagsanalysen. Spesielt har jeg forbedret den metodiske datainnsamlingen for å oppnå bedre estimater av hjorteviltbestandene. Metodikken er utvidet til å inkludere både

direkte og indirekte registreringer for å estimere faktiske og relative endringer i bestandsstørrelsen av rådyr og hjort. Det er lagt vekt på at metodene skal være enkle og lite ressurskrevende samt at lokale krefter involveres i prosjektet. Tilnærmingene er velegnet til å overvåke eventuelle bestandsendringer i forhold til landanlegget på Nyhamna og vil dessuten være svært nyttig for den lokale hjorteviltforvaltningen. I denne rapporten presenteres;

- Metodikken som er brukt
- Analyseverktøyet
- Resultatene
- En vurdering av resultatene

2 Områdebeskrivelse

Nyhamna ligger på øya Gossa i Aukra kommune i Møre og Romsdal. Landskapet på øya er flatt med små kuperte åsrygger opp mot 100 moh. med middels variasjon i naturtyper fra havdyp via grunner, skjær, bratte strandberg, rolige sandstrender, jordbrukslandskap, skog, myr og hei (Jordal, 2000). Områdene nord for Gossa på Hustad har mye de samme landskapsformene, mens det alpine preget øker østover med berghamrer og høyere fjell rundt Molde. Landskapet på øyene sørover i ytre kyststrøk (Nordøyane) er noe mer kupert enn på Gossa med åser og fjell opp mot 500 moh., mens landskapet på fastlandet sør for Moldefjorden er preget av smale og flate kystlinjer, dype daler og høye fjell opp mot 1000 moh. (Knudsen m. flere 2002).

Klimaet langs Nord-Vestlandet er utpreget oseanisk med høye vintertemperaturer og relativt lave sommertemperaturer. Gjennomsnittstemperatur i januar på Gossa er 0 °C og i juli 13-14 °C. Årsnedbøren ligger rundt 1200 mm. Nedbøren kommer hyppig og lufta inneholder ofte høy fuktighet.

Berggrunnen på Gossa er preget av sure gneisbergarter, noe som er typisk for Nord-Vestlandet (Sigmond m. flere 1984). De nokså harde bergartene forvitrer sent og gir opphav til et relativt surt jordsmonn med lite næringsstoffer for plantevekst. Enkelte mer baserike bergarter finnes lokalt, og i sørvendte berg forvitrer gneis raskere og kan gi lokalt gode næringsforhold. Løsmassene på Gossa er tynne og består av morenemateriale fra siste istid, marine avsetninger som skjelsandforekomster og organisk materiale i hei- og myrområder (Follestad og Anda 1988).



Figur 1. Utsikt fra Blomsnes over Julsundet mot fastlandet (foto S. Stokke).

Vegetasjonen på Gossa består av havstrender, til dels sterkt kulturpåvirkede myrer, kystlynghei, små skogbestander av furu, bjørk og hassel, naturenger og beitemarker. Den naturlige skogen

er for det meste løvskog som har vokst opp de siste tiårene pga. endret arealbruk. Noen skogplantinger finnes, hovedsakelig av sitkagran og bergfuru/buskfuru. Kulturlandskapet er viktig for variasjonen i det biologiske mangfoldet. Vegetasjonen i kystlyngheia er typisk for Nord-Vestlandet med innslag av en del fjellarter, gråmose og reinlav (jmf. Fremstad m. flere 1991).

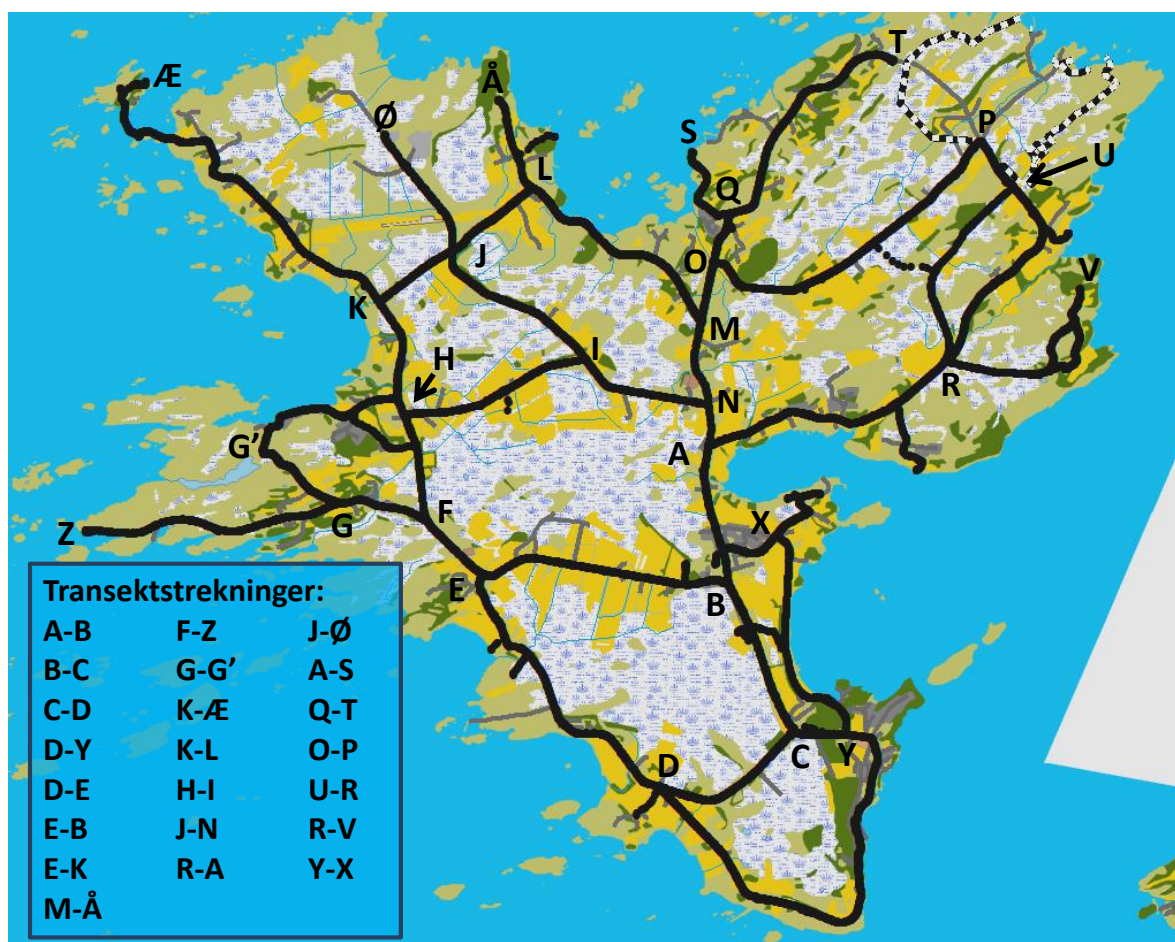
3 Metoder, overvåkingsdesign og statistisk tilnærming

I denne studien har jeg søkt å få et bredest mulig bilde av hjorteviltbestandene på Gossa ved å bruke så enkle og kostnadseffektive metoder som mulig. Tilnærmingen representerer både direkte og indirekte datainnsamlingsmetoder. Estimerer for dyretettheter er primært basert på transektobservasjoner og møkkdugetellinger. Men det er også hentet informasjon fra jaktstatistikk. Alle data ble samlet inn i 2008 samt i perioden 2010 til og med 2012. I 2008 ble grunnlagsanalysen gjennomført (Stokke m. flere 2009). Grunnlagsanalysen la basisen for metodikken som ble brukt i hovedstudien som ble gjennomført 2010-2012. Erfaringene fra grunnlagsanalysen ble anvendt til å forbedre den metodiske tilnærmingen som ble brukt i hovedstudien. Dette gjelder primært muligheten til å estimere bestandstettheter. I det følgende blir de metodiske tilnærmingerne nærmere forklart.

3.1.1 Datainnsamling ved hjelp av transekter

3.1.1.1 Reproduksjonsmessige forhold

Data fra transektkjøringene ble brukt til å estimere dyretettheter og reproduksjonsmessige forhold. Det lokale veinettet ble anvendt som transekter og innsamlingen av data skjedde ved hjelp av en bil som ble kjørt i sakte fart (20-30 km/t) langs veien (**Figur 2**).

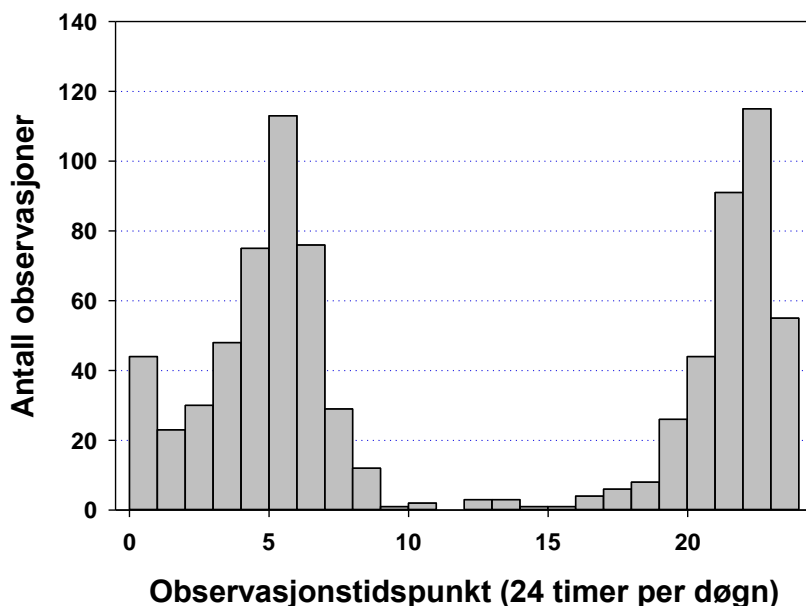


Figur 2. Veinettet som ble benyttet som transekter. Start og endepunkter for transektene er angitt med store bokstaver (som oftest veikryss eller «veis ende»). Transektnavnet O-P indikerer at transektet starter i O og ender i P. I tekstboksen til venstre er de enkelte transektene ført opp. Tilsammen utgjorde dette 22 transekter.

Tabell 1 viser datoene som ble brukt til datainnsamling i transektene. For hver dyreobservasjon ble følgende data registrert: dato, klokkeslett, art, antall dyr, kjønn og aldersklasse (kalver, fjorårstyr og voksne). I tillegg ble dyrenes kondisjon bedømt til en av følgende kategorier: 1) døende, 2) dårlig, 3) middels, 4) god, og 5) meget god. Til slutt ble habitatet dyret/dyrene befant seg i bestemt til en av følgende kategorier: 1) dyrket mark, 2) skog, 3) hei, 4) myr eller 5) tettbebyggelse. En lyssterk kikkert egnet for bruk under dårlige lysforhold ble brukt for å oppnå mest mulig sikker informasjon vedrørende kjønn, aldersklasse og andre detaljer. Transektene ble fortrinnsvis kjørt i tidsintervaller hvor dyrene normalt er mest aktive (1900 til 0700, se **Figur 3**). Alle transektkjøringer ble registrert som spor i en GPS og lagret.

Tabell 1. Datoene viser når transektkjøringer ble foretatt

År	Tidsrom
2008	27.-30. april + 18.-29. mai + 1.-2. juni + 1.-4. juli + 9. oktober
2010	19.-23. april + 20. september + 27.-29. september
2011	4.-7. mai + 28.-30. juni
2012	7.-11. mai + 26.-29. juni



Figur 3. Figuren viser frekvensfordelingen av observasjonstidspunkter (klokkeslett) for hjortevilt på Gossa i løpet av studieperioden.

Hjorteviltobservasjonene ble brukt til å beregne kalve- (kalver pr. voksent hunndyr), fjordyr- (fjordyr pr. voksent hunndyr) og kjønnsrater (hanndyr pr. hunndyr). Det er vanlig praksis å benevne hjorteviltindivider som kalv fram til 1. juni påfølgende år. Derfor inkluderer kalveraten kun kalver/geiter som ble observert etter 1. juni. Ved å forholde seg til en reproduksjonssyklus unngår man feilkilden som ligger i kalvetap på grunn av jaktuttak og vinterdødelighet etter forrige reproduksjon. Andre observasjoner av betydning for resultatet ble fortløpende notert. Som et eksempel på slik informasjon kan nevnes at dersom hunndyr hadde velutviklet jur når de ble observert uten kalv så ble dette notert og tolket som en indikasjon på at hunndyret hadde født kalv(er) inneværende år.

3.1.1.2 Estimering av dyretettheter ved hjelp av distance metoden

Til denne analysen ble følgende data innsamlet i tillegg til de som er nevnt ovenfor: observatørens posisjon (x_b, y_b målt som UTM), avstanden ($dist$) som er den rette linjen mellom observatør og dyreindivid eller senteret til en flokk med dyreindivider (målt med lasermåler), vinkelen α

som linjen (*dist*) dannet med nord-sør lengdesirkelen (målt ved hjelp av GPS) og vinkelen β som transektlinjen dannet med lengdesirkelen. Dyrenes eksakte posisjon, angitt med koordinater x og y , i forhold til observatøren ble beregnet som følger:

$$(x, y) = \left\{ x_b + \left(\sin \frac{Gr}{360} 2\pi \cdot dist \right), y_b + \left(\cos \frac{Gr}{360} 2\pi \cdot dist \right) \right\},$$

Hvor $Gr = |\beta - \alpha|$, vinkelen mellom transektlinja og avstanden *dist* (alle vinkler i radianer).

Estimater for dyretettheter ble analysert i henhold til Distance sampling tilnærmingen (Buckland m. flere 2001, Buckland m. flere 2004). Distance metodikken skiller seg fra konvensjonelle tellemetoder ettersom den produserer et tetthetsestimat selv om bare en viss andel av alle individene i transektetarealet er observert. Metodikken er derfor i utgangspunktet mer effektiv fordi man kan anvende bredere transektlinjer enn ved konvensjonelle tellemetoder hvor det forutsettes at alle dyreindivider blir observert. Distance metodikken tar også høyde for at dyr opptrer i flokker, noe som de andre metodene neglisjerer. Ettersom dataene ble samlet inn i løpet av vår, sommer og høstmånedene avspeiler distance-tilnærmingen bestandsstørrelser i dette tidsrommet, i motsetning til møkkdugetellinger som avspeiler bestandsstørrelser i løpet av vintermånedene. Alle estimeringsteknikker, inkludert Distance metoden, baseres imidlertid på flere antagelser (se slutten av avsnittet).

Ut ifra de registrerte observasjonene og målene som innsamles i felten kan man modellere en deteksjonssannsynlighet i forhold til avstand fra transektlinja (**Figur 4**). Dette gjøres ved å generere en frekvensfordeling av antall observasjoner for gitte avstander fra transektlinja (søylene i **Figur 4A**). Denne fordelingen viser normalt en fallende tendens for antall observasjoner med økende avstand fra transektlinja pga. redusert siktbarhet. Når man modellerer frekvensfordelingen finner man sannsynlighetsfordelingen for å oppdage et individ ved en gitt avstand fra transektlinja (den røde kurven i **Figur 4A** og tilsvarende kurve i **Figur 4B**). Metodikken vil derfor til en viss grad kunne kompensere for variabel siktbarhet mellom ulike områder.

Dersom alle individer hadde blitt observert (på begge sider av senterlinjen) ville dyretettheten D kunne estimeres som:

$$D = \frac{n}{2wL},$$

Hvor n = antall dyreindivider, w = halve transektbredden og L = transektlengden. Men fordi en viss andel av dyrene ikke blir observert blir formelen for tetthet: $D = n/(2wLP)$, hvor P er sannsynligheten for å oppdage et individ i transektet. P kan estimeres som følger:

$$P = \frac{\int_0^w g(x) dx}{w} = \frac{\mu}{w},$$

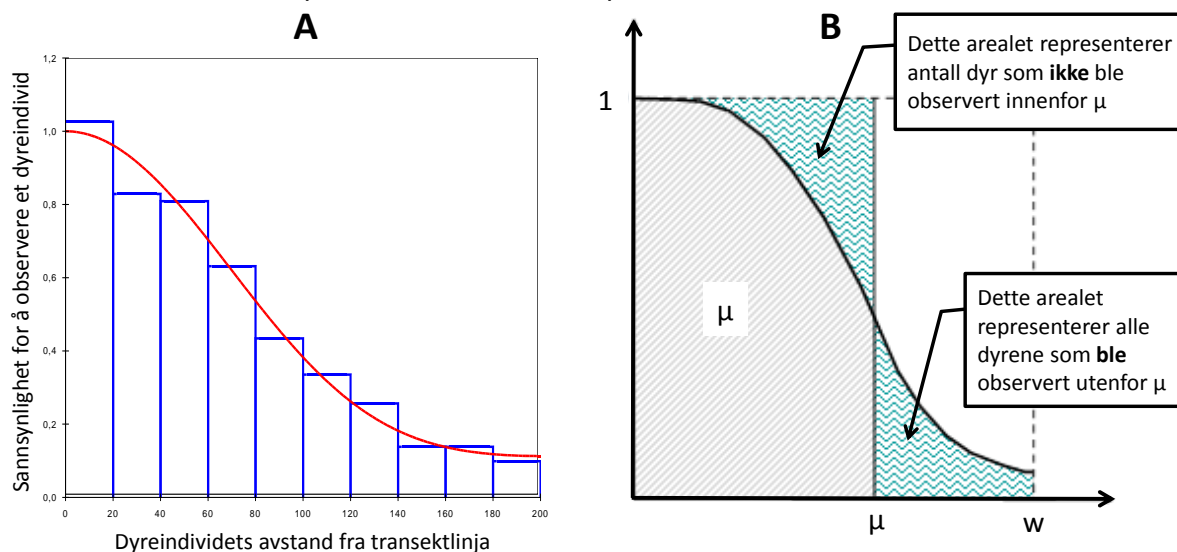
Hvor $g(x)$ er sannsynligheten for at et individ oppdages i avstand x fra senterlinjen. Enheten μ defineres som "effective strip half-width" (avstanden μ i **Figur 4B**). Denne avstanden defineres slik at alle dyrene som er observert utenfor distansen μ eksakt tilsvarer antallet dyr man ikke har sett innenfor μ . Derved får man et mål på antall dyr som ikke er observert (innenfor avstanden μ) og det totale antallet dyr innenfor "effective strip half-width" kan derved estimeres matematisk (dette er basert på at de to skraverte arealene i **figur 4B** har det samme arealet). Arealet ($\mu \cdot 1 \cdot \text{transektlengden}$) representerer da antallet dyr som befinner seg mellom transektlinjen og avstanden μ langs transektet. Dette gjøres ved å definere en "probability density function" $f(x)$ gitt ved:

$$f(x) = \frac{g(x)}{\int_0^w g(x) dx} = \frac{g(x)}{\mu},$$

Det betyr at $f(0) = g(0)/\mu = 1/\mu$. Funksjonen $f(0)$ er per definisjon 1 fordi alle individer som befinner seg på senterlinja er observert. Fordi parameteren μ er en funksjon av registrerte avstander kan tettheten D uttrykkes som følger:

$$D = \frac{n \cdot f(0)}{2L} = \frac{n}{2L\mu}$$

Tilnærmingen krever ikke at dyrene er vilkårlig fordelt i terrenget, men at dataene innsamles i henhold til en stokastisk prosess som har en rateparameter.



Figur 4 A og B. A viser frekvensfordelingen av antall observasjoner i forhold til avstanden fra senterlinja. Den modellerte sannsynlighetsfordelingen er vist som en rød graf over frekvensfordelingen. B viser den samme sannsynlighetsfordelingen og prinsippet for plassering av μ (effective strip half-width). De to skraverte arealene på hver sin side av μ representerer like store arealer og derfor like mange dyreindivider.

Denne tilnærmingen gir et øyeblikksbilde av bestandstettheten og kan for eksempel anvendes som en indeks for å sammenligne mellom år. Den romlige fordelingen er viktig i og med at rådyret er en territoriell art som fordeler seg annerledes i terrenget enn hjorten som opptre i familiegupper og klaner (Langvatn pers. med.).

Distancetilnærmingen krever at fem forutsetninger oppfylles: 1) alle individer som er på transektlinjen må observeres (sannsynligheten for å se et individ på linja må være lik 1 for at modelleringen skal bli korrekt – se **Figur 4**); 2) alle individer observeres før de setter seg i bevegelse på grunn av observatøren, 3) alle registrerte mål (vinkler og avstander) er nøyaktige, 4) individer er oppdaget uavhengig av hverandre (man kan ikke registrere dyr som oppdages når andre dyr/flokker telles) og 5) transektene er vilkårlig fordelt i forhold til individenes fordeling. Hvorvidt disse forutsetningene er imøtekommet er diskutert under punkt 5.1.2. Det var ikke nok data til å estimere dyretettheter per år. Dataene ble derfor slått sammen slik at et estimat for tidsrommet 2010 til og med 2012 kunne beregnes for henholdsvis hjort og rådyr. Men det var nok data til å estimere tettheter for den østlige og vestlige delen av Gossa (se delelinjen mellom øst og vest i **Figur 5**).

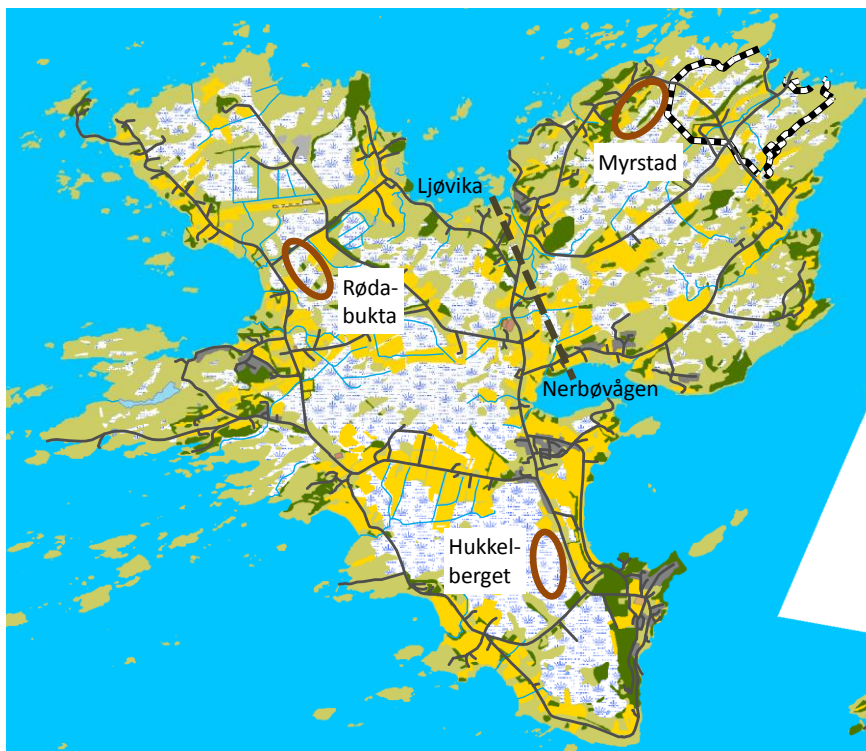
Som et supplement til distance tilnærmingen ble det beregnet hvor mange individer som ble observert per kjørte km per år samt per transekt og kilometer per år. Dette vil over tid si noe om observasjonsfrekvenser som igjen sier noe om dyretettheter.

3.1.2 Telling av møkkdunger

Som et supplement til transektkjøringene ble det foretatt telling av møkkdunger i prøveflater, fordelt over tre områder, for å oppnå indirekte estimater av hjorteviltbestandene på øya (Bjørneraas m. flere 2012, Persson 2003). Denne tilnærmingen gir informasjon om bestandstettheten over tid og er derfor ikke så følsom for tilfeldigheter som det øyeblikksbildet den direkte metoden

Distance sampling produserer. I hvert av områdene, Rødabukta, Hukkelberget og Myrstad, ble det lagt ut 20 sirkulære plott med radius 2,5 m, til sammen 60 prøveflater (**Figur 5**).

Prøveflatene ble intervallmessig utlagt langs parallelle linjer som krysset prøveområdet. Ved Hukkelberget var prøveflatene avgrenset til et furu/sitkagran-område, ved Myrstad lå flatene i et sitkagran/lerk-område samt noe kulturmark og ved Rødabukta lå flatene i et furu/sitkagran-område. Med en møkkdunge menes enten en samlet homogen møkkmasse eller en ansamling av mer eller mindre frittliggende pellets som ligger så tett samlet at de kan antas å stamme fra en tarmtømming fra et enkeltindivid. Tilsvarende indirekte tilnærminger har vært anvendt med godt resultat i flere land og ansees som en rimelig god metode for å oppnå tetthetsestimater for hjorteviltpopulasjoner (Cederlund og Liberg 1995, Pehrson 2003, Webbon m. flere 2004, Ronnegard m. flere 2008).



Figur 5. Kartet viser de tre områdene hvor tellinger av møkkdunger ble foretatt. I tillegg er vist skillelinjen mellom Ljøvika og Nerbøvågen som ble brukt for å skille nærområdet ved Nyhamna fra resten av øya.

I tillegg til tetthetsestimeringen anvendte jeg dataene fra møkkdungetellingen til å estimere habitatbruk basert på en sammenligning av brukte ressurser (antall prøveflater med møkkdunger per habitat) mot tilgjengelige ressurser (alle utlagte prøveflater per habitat). For å få tilstrekkelig med data per habitattype ble følgende gruppering av habitattyper anvendt: 1) blandingsskog (furu/lerk/sitkagran), 2) kun sitkagran, 3) kun furu og 4) kulturmark (ikke oppdyrket men beitemark). Det var dessverre umulig å legge ut plott i dyrka mark hvor det ble produsert gras fordi plottene ville ha kommet i konflikt med innhøstingen. Den teoretiske tilnærmingen for denne estimeringen er forklart i 3.1.3.

Alle prøveflatene ble registrert med GPS posisjon. I senteret til hver prøveflate ble en trepinne (R10X250 mm) slått ned for å muliggjøre en nøyaktig relokalisering av flaten. Ved alle slike inventeringer er alderen til møkka og derved tidsintervallet som dyretettheten estimeres over kritisk (Neff 1968, Heikkilä og Härkönen 1999, Persson 2003, Campell m. flere 2004). Etter som det er meget vanskelig å bestemme alderen til hjorteviltmøkk ble problemet løst ved at prøveflatene ble rensket for all møkk når de ble lagt ut 12-14 oktober 2010 (Heikkilä og Härkönen 1999). Med

en slik tilnærming trenger man ikke vurdere nedbrytningsraten til møkka ved tetthetsestimeringen fordi tidsrommet som møkkdunger er akkumulert over er kjent. Imidlertid må man ta hensyn til avføringsraten som forutsettes konstant (Campbell m. flere 2004, Skarin 2008, Alves 2013). I denne studien valgte jeg en avføringsrate på 17 møkkdunger per dag for rådyr og tilsvarende 25 for hjort (Theuerkauf m. flere 2008, Alves m. flere 2013).

Prøveflatene ble inventert første gang 24-27 april 2011 og alle møkkdunger ble talt opp samtidig som de ble fjernet fra prøveflaten. Prøveflatene ble deretter oppsøkt for møkkteiling siste gang 5-8 mai 2012. For å sikre at samme og korrekt flatemål ble inventert i alle prøveflatene ble en snor med lengde lik radiusen til prøveflatene festet til midtpinnen. Ved å holde snora med venstre hånd, lagt inn mot venstre hoftekam, gikk jeg medurs en runde rundt midtpinnen samtidig som snora ble holdt stram. Deretter ble snorgrepet flyttet 1 meter innover mot pinnen og en ny runde ble gått. Slik fortsatte jeg til prøveflatens midtpunkt ble nådd. På denne måten sikret jeg at flatene ble systematisk gjennomført ved hver inventering.

For å beregne dyretetthet D per arealenhet (ind. pr. km²) pluss konfidensintervall, ble følgende formel anvendt:

$$D = \frac{n}{dr \cdot dp \cdot A} \pm \tau_{\frac{\alpha}{2}} \cdot \sqrt{\left(\frac{1}{n}\right) \Sigma (y_i - \bar{y})^2},$$

Hvor n = registrerte møkkdunger, dr = avføringsraten (per. dag), dp = deponeringsperioden (dager), $\tau_{\alpha/2}$ = signifikansnivå, A = totalt prøveflateareal i km², y_i = tetthetsestimat per replikat og \bar{y} = snittet for alle replikat.

3.1.3 Beregning av seleksjonsindekser

Jeg brukte Manlys preferanseindeks for ressurser definert ved mange kategorier for å evaluere hjorteviltets habitatpreferanse (Manly m. flere 1995). Denne indeksen kan tolkes som den estimerte sannsynligheten for at en ressurs (habitat) vil bli neste valg dersom det var mulig å gjøre alle ressurstypene like tilgjengelig (Manly m. flere 1995). Den estimerte preferanseindeksen w_i defineres som:

$$w_i = \frac{o_i u_+}{A_+ \pi_i},$$

der o_i = andelen av brukte enheter i kategori i , u_+ = antall brukte ressurser, A_+ = størrelsen av den endelige bestanden av ressurser og π_i er andelen av tilgjengelige enheter i kategori i . Den standardiserte preferanseindeksen B_i for ressurskategori i blir da $B_i = w_i / \Sigma w_i$. Den standardiserte preferanseindeksen ligger alltid mellom 1 og 0, hvor 1 indikerer at ressursen alltid velges mens 0 indikerer at ressursen aldri brukes.

Det er mulig å beregne et konfidensintervall med bonferronijustering for de brukte ressurserne o_i (Byers m. flere 1984).

$$o_i = \mp Z_{\alpha/2} \sqrt{\frac{o_i(1-o_i)}{u_+}},$$

der $Z_{\alpha/2}$ = prosentandelpunktet på normalfordelingskurven som blir overskredet med sannsynlighet $\alpha/2$ og u_+ = størrelsen av brukte ressurser. Ved å sammenligne dette intervallet med fordelingen av tilgjengelige ressurser kan man si om en ressurs brukes mer, mindre eller som forventet i forhold til sin forekomst.

3.1.4 Jaktstatistikk

Jaktuttaket vil reflektere endringer i bestandsstørrelse dersom høstingsraten er stabil. Imidlertid vet vi at denne viktige forutsetningen sjelden er helt oppfylt. Likevel har det vist seg at jaktuttaket

over noen år ofte gir en indikasjon på om bestanden er stabil, voksende eller avtagende. Særlig gjelder dette dersom en ser på jaktuttaket for relativt store geografiske enheter. Oversikten over felte dyr ble innhentet fra Gossen jaktvald (2013), hjorteviltregisteret og Aukra Kommune ved Tor Arild Engstad. Statistikken omfatter data mellom 2001 og 2012, men det mangler informasjon om felte rådyr i 2001 samt for felte hjort og rådyr i 2002. Tidsrammen for disse dataene omfatter derfor tidsrommet før, under og etter opprettelsen av landanleggene på Nyhamna. Formålet med å innhente denne statistikken var å vurdere hvorvidt utbyggingen av Nyhamna har påvirket tetthetene til hjorteviltpopulasjonene på Gossa. Dette var den eneste muligheten jeg hadde til å se på eventuelle endringer i tettheter til hjorteviltbestandene på Gossa fra før anlegget ble startet og sammenligne med forholdene under og etter utbyggingen.

3.1.5 Hjorteviltets arealbruk i forhold til anlegget

En tilnærming for å evaluere hvorvidt landanlegget på Nyhamna påvirket atferden til hjortedyrene er å analysere observasjonsfrekvensene for dyrene i forhold til avstanden fra anlegget. Dersom hjorteviltet responderer på en eller annen måte i forhold til anlegget vil man forvente å finne enten flere eller færre observasjoner for en gitt arealtype jo nærmere anlegget man kommer. Dersom dyrene er nøytrale i forhold til anlegget vil man forvente en forholdsvis jevn fordeling av observasjoner i forhold til avstanden fra anlegget. Denne tilnærmingen forutsetter en forholdsvis ensartet fordeling av ulike habitattyper i forhold til landanlegget på Nyhamna. Avstandene (i luftlinje) mellom gjerdet rundt landanlegget på Nyhamna og alle dyreposisjonene ble derfor beregnet. Disse avstandene ble kun beregnet for de nærliggende områdene på den østlige delen av øya hvor det er mest rimelig å forvente responser på anlegget (se skillelinje **figur 5**). For å vurdere hvorvidt tettheten av dyr varierte i forhold til avstanden fra gjerdet ble område ut i fra gjerdet inndelt i 14 like intervaller med bredde 100 meter (0 til og med 1400 meter). Deretter beregnet jeg antall observasjoner (en observasjon kan være ett eller flere dyr) og antall dyr sett per intervall. Som et mål på tettheten av observasjoner og dyr per intervall ble avviket fra middelverdien for henholdsvis antall observasjoner og dyr beregnet per intervall og framstilt grafisk i en figur. For å se hvorvidt frekvensen av antall dyr i intervallene hadde noen gradient i forhold til avstanden fra gjerdet ble vinkelkoeffisientene for regresjonslinjene testet for avvik fra 1.

For å teste hvorvidt de observerte avstandene var vilkårlig fordelt eller ikke i forhold til anlegget brukte jeg en seriell algoritme som definerer en generalisert Monte Carlo test (Besag og Clifford 1989, Manly 2001). Det vil si en test hvor 1) et sett av observerte data er et av mange mulige, 2) alle mulige datasett kan genereres via en serie av ettstegs endringer av det originale settet, 3) nullhypotesen tilsier at alle settene kunne ha forekommet med like stor grad av sannsynlighet og 4) alle mulige sett blir summert av en teststatistikk (Besag og Clifford 1989). Testen ble utført ved randomiserte utskiftninger av verdier mellom to "originale" datasett (parsett 1 og 2) som var like store. Sett 1 var de observerte avstandene mellom dyreindividene og gjerdet. Sett 2, med samme n som sett 1, var randomiserte avstander for det samme området. Når vi anvender den serielle algoritmen utgjør det originale parsettet ett sett av mange andre parsett som genereres via randomiserte utskiftninger av to dataverdier fra det opprinnelige parsettet. For hver randomisering ble en vilkårlig verdi fra sett 1 byttet ut med en vilkårlig verdi fra sett 2 slik at to nye datasett (parsett) ble generert. Det ble generert 1000 nye parsett for hver Monte Carlo test. For hvert generert parsett ble differansen mellom middelverdiene til de to separate settene beregnet. Til slutt ble disse differansene evaluert mot differansen mellom middelverdiene til det originale parsettet (parsett 1 og 2). Besag og Clifford (1989) har vist at dersom differansen mellom middelverdiene i det originale settet (1 og 2) avviker fra de genererte randomiserte differansene indikerer det en signifikant forskjell mellom de to originale settene (1 og 2). En god måte å illustrere resultatet av disse simuleringene på er å framstille middelverdiforskjellene fra de serielt randomiserte settene i et diagram hvor middelverdiforskjellen for det originale parsettet sammenlignes med alle randomiserte middelverdier (Manly 2001). For å styrke testresultatet ble det kjørt mange Monte Carlo simuleringer (hver simulering genererte 1000 parsett) der sett 2 (randomiserte posisjoner) varierte mellom simuleringene (Manly 2001).

3.1.6 Analyseverktøy og databehandling

Alle transektobservasjoner og møkkdungetellinger med tilhørende opplysninger ble nedtegnet på feltskjema og deretter punchet inn i en database (Visual FoxPro 9.0 SP2). Denne databasen ble brukt til å organisere og rearrangere dataene ved hjelp av SQL-spørringer til bruk i statistiske tester og for å generere data til GIS analyser (Esri® ArcMap 10.1). Databasen ble videre brukt til programmering av statistiske tester som det ikke foreligger lett tilgjengelig programvare for. Jeg skrev derfor programmer som: 1) organiserte data for distanceanalyser, 2) estimerte dyretettheter basert på møkkdungetellinger 3) utførte beregninger til preferanseanalysen 4) beregnet avstander mellom dyreposisjonene og gjerdet rundt ilandføringsanlegget og 5) utførte Monte Carlo algoritmen for å se om dyrene var vilkårlig fordelt i forhold til avstand fra gjerdet.

Transektene, dyreobservasjonene og prøveflatene for møkkdungetellinger ble lagt inn som tema i ArcMap over kartbladet for Aukra (M711, UTM 32, brukertillatelse fra Norge digitalt) slik at de kunne framstilles visuelt i et kart. For å vurdere omfanget av omdisponert arealbruk som skyldes nybygde strukturer på Gossa brukte jeg statistikk fra SSB som er basert på digitalt markslagskart fra 2007 og arealstatistikk fra SSB (Statistisk sentralbyrå 2011, Brunvoll m. flere 2012). Med basis i dette materialet er det mulig å trekke ut bebygd areal for Gossa med utbyggingsdato mellom 01.01.2001 og 01.01.2011, og gi arealtall for disse. Det er kun mulig å gi dato til areal der det finnes bygninger. For veier og andre anlegg finnes ikke dato, disse er derfor ikke med i analysen. Det betyr at selve landanlegget ikke er med i denne statistikken, men brakkeområder og andre relaterte bygningsstrukturer er inkludert. I og med at alt utbygd areal ikke er med i denne statistikken anvendte jeg i tillegg verktøyet for arealberegning i Norge i Bilder for å få et mest mulig korrekt estimat på areal som landanlegget dekker (<http://www.norgeibilder.no/>).

4 Resultater

4.1.1 Demografiske forhold

4.1.1.1 Kjønn- og aldersstrukturer

I løpet av studieperioden ble det totalt observert 1403 hjortevilt fordelt på 248 hjort og 1155 rådyr (**Tabell 2**). Det ble sett vesentlig flere rågeiter (457 voksne + 155 ettåringer = 612) enn rådyrbukker (175 voksne + 157 spissbukker (betegnelse på ettårsbukker) = 332). For ettårsrådyr ble det derfor sett marginalt flere hann- enn hunndyr. For hjort var kjønnsfordelingen derimot jevnere, 113 hanndyr (62 voksne + 51 spissbukker) mot 114 hunndyr (89 voksne + 25 ettåringer). Tilsvarende som for ettårsrådyr ble det sett flere ettårs hann- enn hunnhjorter, men forskjellen var større for hjorten. For periodene 2008, 2010, 2011 og 2012 ble følgende kalverater for hjort observert: 0,1, ingen data, 0,1 og 0,4 (post 1. juni, **Tabell 2**). Tilsvarende for rådyr var: 0,3, 0,5, 0,4, og 0,4. I snitt gir dette en kalverate på 0,2 for hjort og 0,4 for rådyr.

Tabell 2. Antall observasjoner av hjort og rådyr på Gossa fordelt på år, periode, kjønn, årsklasser og uidentifiserte individer fra 2008 til og med 2012.

Hjort og uldentemerte individer fra 2008 til og med 2012:									
Art	År	Periode	Voksen hann	Spissbukk	Kalv	Voksen hunn	Hunn1år	Ukjent	Total: alle kategorier
Hjort	2008	pre1juni	22	14	3	32	3	2	76
		post1juni	14	12	1	9	2	0	38
		Total 2008	36	26	4	41	5	2	114
	2010	pre1juni	2	1	0	16	11	1	31
		post1juni	0	0	0	0	0	0	0
		Total 2010	2	1	0	16	11	1	31
	2011	pre1juni	0	1	0	4	1	0	6
		post1juni	9	6	1	7	1	7	31
		Total 2011	9	7	1	11	2	7	37
	2012	pre1juni	0	0	0	14	5	0	19
		post1juni	15	17	3	7	2	3	47
		Total 2012	15	17	3	21	7	3	66
Total: hjort alle år			62	51	8	89	25	13	248
Rådyr	2008	pre1juni	48	37	23	114	20	21	263
		post1juni	28	22	21	62	16	11	160
		Total 2008	76	59	44	176	36	32	423
	2010	pre1juni	28	56	0	115	45	49	293
		post1juni	1	0	1	2	0	0	4
		Total 2010	29	56	1	117	45	49	297
	2011	pre1juni	31	11	0	67	19	12	140
		post1juni	15	18	13	35	15	15	111
		Total 2011	46	29	13	102	34	27	251
	2012	pre1juni	15	9	0	31	27	7	89
		post1juni	9	4	11	31	13	27	95
		Total 2012	24	13	11	62	40	34	184
Total: rådyr alle år			175	157	69	457	155	142	1155

I **tabell 3** er vist de årlige kjønns- og fjordyrsklassene. Som vi ser så var kjønnsforholdet rimelig stabilt for rådyret sin del (0,3 – 0,5), mens det varierte mye for hjorten (0,1 – 0,9). I snitt tilsvarer dette 2,5 geiter per rådyrbukk og 2 hunder per hjortebukk. Når det gjelder fjordyrsklassen så vekslet rådyret årvis mellom 0,6 og 0,9, mens hjorten lå stabilt på 0,8 med unntak av 2012 da raten var 1,1. Det vil si at det var flere fjordyr enn voksne koller i 2012. Når det gjelder antall kalver per hunndyr så varierte tallet mellom 0 og 4 for rågeiter (**Tabell 4**). Det ble sett 427 rådyrgeiter uten kalv. Her er sannsynlig kalvførende geiter (basert på geiter vurdert til å ha melk i juret) ikke medregnet. Femten rådyrgeiter hadde 1 kalv og 21 geiter hadde 2 kalver mens 4 geiter hadde mer enn 2 kalver. En rådyrgeit ble sett med 4 kalver. Det var 77 hjortehunder som ikke hadde

kalv, mens 8 hinder ble sett med kalv. Alle hjortekoller hadde som forventet en kalv. Av de 427 rågeitene som ble observert uten kalv hadde sannsynligvis mange kalver. Dersom vi inkluderer geiter som ble observert uten kalv(er), men med tydelig utviklet jur, så får vi 94 geiter i tillegg til de som er oppført i **tabell 4**. Det tilsvarer 160 kalver i tillegg til de observerte dersom estimatet baseres på den observerte kalv/hunn-raten i **tabell 4**.

Tabell 3. Kjønnss- og fjordyrstrater for rådyr og hjort på Gossa. Kjønnssraten er beregnet som antall hanndyr pr. hunndyr og fjordyrstraten som antall fjordyr pr. voksent hunndyr.

Art	År	Kjønnssrate	Fjordyrstrate
Rådyr	2008	0,4	0,6
	2010	0,3	0,9
	2011	0,5	0,6
	2012	0,4	0,9
Hjort	2008	0,9	0,8
	2010	0,1	0,8
	2011	0,3	0,8
	2012	0,6	1,1

Tabell 4. Artsvis framstilling av antall hunndyr med: ingen kalver, en kalv, to kalver og mer enn 2 kalver. Siste kolonnen viser antall kalver pr. kalvførende hunndyr pluss standard avviket.

Art	Ingen kalver	1 kalv	2 kalver	>2 kalver	Kalv per hunn
Rådyr	427	15	21	4	$1,7 \pm 0,7$
Hjort	77	8			1 ± 0

4.1.2 Estimering av bestandstettheter- og størrelser

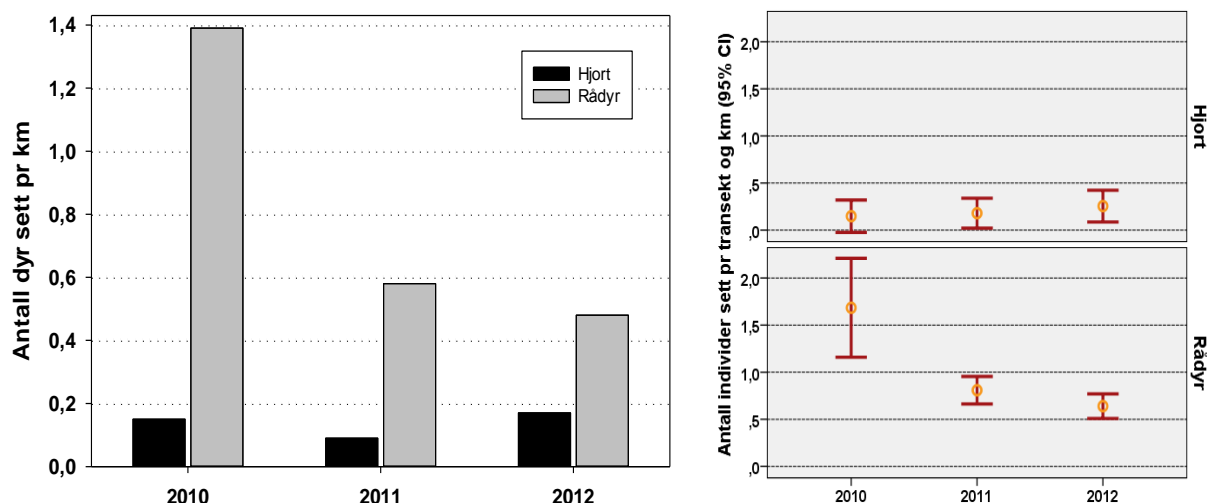
4.1.2.1 Dyretettheter basert på transektkjøringer

På kartet i **figur 6** er alle hjort- og rådyrobservasjonene vist.



Figur 6. Kartfestede observasjoner av rådyr (sort) og hjort (rød) på Gossa i løpet av studieperioden.

Posisjonene til dyrene ble estimert i forhold til plassen som de ble observert fra. Alle observasjoner ble gjort fra transektlinjene som fulgte det eksisterende veinettet på øya. **Figur 7** viser hvor mange hjort og rådyr som ble observert per kjørte km per år samt per transekt og kilometer per år. Som figuren viser ble det observert flere rådyr enn hjorter per kilometer transekt i løpet av studietiden (Glm: $F = 100,29$, $p < 0,01$). Mens observasjonsfrekvensen for rådyr viste en klart fallende tendens var frekvens for hjort rimelig stabil (Glm-interaksjon: $F = 13,54$, $p < 0,01$).



Figur 7. Stolpediagrammet til venstre viser hvor mange hjort og rådyr som ble observert per kjørte km i årene 2010 til og med 2012, mens grafen til høyre viser antall dyr observert per transekt og km for det samme tidsrommet.

Det ble observert signifikant færre rådyr per kilometer transekt i perioden 2010 - 2012 (Anova: $F = 19,90$, $p < 0,01$), mens observasjonsfrekvensen for hjort var stabil i samme periode (Anova: $F = 0,37$, $p = 0,69$).

Tetthetsestimatene basert på distancetilnærmingen viser at det var signifikant flere rådyr (**Tabell 5**; 6,32 rådyr/km²) enn hjorter (**Tabell 5**; 0,96 hjort/km²) på den østlige delen av øya etter som konfidensintervallet for rådyrtetthet ligger over det tilsvarende intervallet for hjort (**Tabell 2**; 4,82 til 8,30 rådyr/km² mot 0,48 til 1,86 hjort/km²). Det samme gjelder tetthet av flokker, det ble observert signifikant flere rådyr- enn hjorteflokker i øst (**Tabell 5**; 4,23 rådyrflokker/km² mot 0,39 hjorteflokker/km² med tilhørende konfidensintervall 3,27 til 5,49 rådyrflokker/km² mot 0,21 til 0,71 hjorteflokker/km²).

Tabell 5. Tetthetsestimater for flokker og individer av hjort og rådyr på den østlige delen av øya. Estimaten er gitt som kategorienheter per km² med tilhørende varians og 95 % konfidensintervall.

Art	Kategori	Enheter/km ²	%CV	95 % konfidensintervall	
Hjort	Flokker	0,39	30,59	0,21	0,71
	Individer	0,96	34,15	0,48	1,86
Rådyr	Flokker	4,23	13,20	3,27	5,49
	Individer	6,32	13,87	4,82	8,30

Den samme trenden ble observert på den vestlige delen av øya. Det var signifikant større tetthet av rådyr sammenlignet med hjort (**Tabell 6**; 4,42 rådyr/km² mot 0,45 hjort/km² med tilhørende konfidensintervall 3,30 til 5,91 rådyr/km² mot 0,22 til 0,91 hjort/km²). Tilsvarende for flokker av rådyr og hjort (**Tabell 6**; 2,88 rådyrflokker/km² mot 0,21 hjorteflokker/km² med tilhørende konfidensintervall 2,18 til 3,82 rådyrflokker/km² mot 0,11 til 0,40 hjorteflokker/km²).

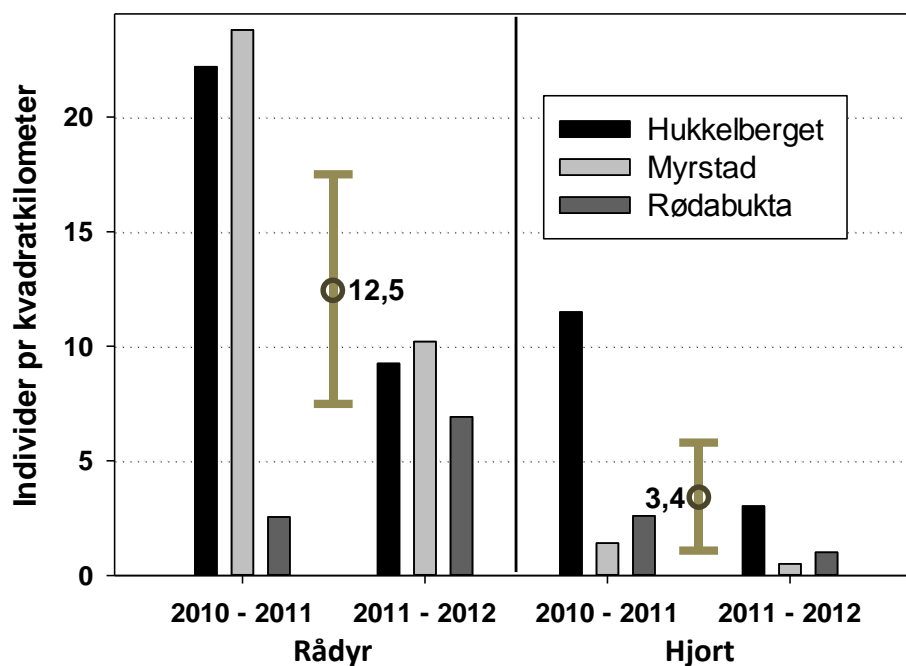
Derimot var det ingen signifikante tetthetsforskjeller mellom den østlige og den vestlige delen av øya dersom man ser på rådyr og hjort hver for seg (**Tabell 5 og 6**; alle konfidensintervallene for individ- og flokktettheter per art overlapper mellom de to tabellene). En viktig bemerkning i denne sammenhengen er at 70% av observasjonene av både hjort og rådyr ble gjort på dyrka mark, deretter kom myr, skog, hei og tettbebyggelse.

Tabell 6. Tetthetsestimater for flokker og individer av hjort og rådyr på den vestlige delen av øya. Estimatenes er gitt som kategorienheter per km² med tilhørende varians og 95 % konfidensintervall.

Art	Kategori	Enheter/km ²	%CV	95 % konfidensintervall	
Hjort	Flokker	0,21	32,81	0,11	0,40
	Individer	0,45	36,24	0,22	0,91
Rådyr	Flokker	2,88	14,38	2,18	3,82
	Individer	4,42	14,92	3,30	5,91

4.1.2.2 Estimering av tettheter basert på møkkdungetellinger

Etter at prøveflatene ble lagt ut og rensket for møkkdunger i oktober 2010 ble det foretatt to innsamlinger av møkkdunger i april 2011 og mai 2012 (møkkdunger fjernet ved telling i 2011). Til sammen ble det registrert 118 møkkdunger fra rådyr og 42 fra hjort. Det ble registrert signifikant flere møkkdunger fra rådyr enn fra hjort ($\chi^2 = 9,62$, $df = 4$, $p = 0,04$). **Figur 8** viser en oversikt over estimerte dyretettheter, basert på to innsamlingsperioder av møkkdunger, for henholdsvis rådyr og hjort i Hukkelberget, Myrstad og Rødabukta. De største estimerte tetthetene for rådyr ble registrert for perioden 2010/2011 ved Myrstad og i Hukkelberget, henholdsvis 24 og 22 individer/km². Ved Rødabukta var det derimot kun 3 rådyr/km² i den samme perioden. Resultatene for perioden 2010/2011 indikerer en betydelig bestandsnedgang for rådyrene på øya. Rådyrtetthetene ved Myrstad og Hukkelberget var nå nede i 10 dyr/km² ved begge lokalitetene, mens tettheten ved Rødabukta hadde økt til 7 dyr/km² uten at dette hindret en generell bestandsnedgang ($\chi^2 = 6,82$, $df = 2$, $p = 0,03$).

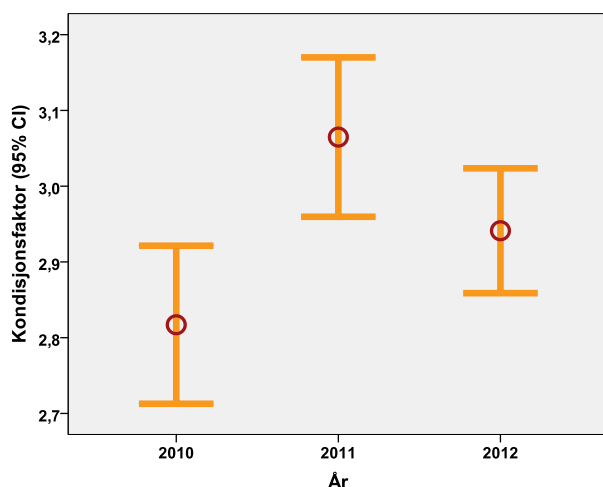


Figur 8. Estimerte dyretettheter basert på tellinger av møkkdunger i prøveflater utlagt ved Hukkelberget, Myrstad og Rødabukta. De gjennomsnittlige tetthetsestimatene for rådyr (12,5) og hjort (3,4) mellom årene 2010 og 2012 er vist som "error bars" med tilhørende usikkerhet (95 % konfidensintervall).

Den største tettheten av hjort ble registrert ved Hukkelberget hvor estimatet tilsier at bestanden var 12 dyr/km². I henhold til registreringene var denne tettheten redusert til 3 dyr/km² i løpet av ett år. Men tetthetsreduksjonen ved Hukkelberget hadde tilsynelatende ikke ført til en signifikant generell tetthetsnedgang for hjorten sin del på øya ($\chi^2 = 0,10$, $df = 2$, $p = 0,95$). Generelt sett var det for hele innsamlingsperioden fire ganger så mange rådyr i prøveflateområdene som det var hjort ($12,50 \pm 5,20$ rådyr/km² mot $3,40 \pm 2,50$ hjort/km²).

4.1.2.3 Kondisjonsfaktorer

Kondisjonsfaktorer for hjort og rådyr ble registrert årlig. For hjort var det for få sikre registreringer til å bestemme årlige kondisjonsfaktorer. Men i snitt for alle tre årene var kondisjonsfaktoren for hjort 3,2, som tilsvarer en middels kondisjon. For hele perioden ble det ikke observert målbare forskjeller i kondisjon mellom artene (GLM: $df=1,00$; $F=2,48$; $p=0,17$). For rådyret sin del varierte kondisjonen mellom år (**Figur 9**). Rådyrene hadde signifikant dårligere kondisjon i 2010 når den tetteste bestanden ble observert (**Figur 9**, GLM: $df=2,00$; $F=6,26$; $p < 0,01$).



Figur 9. Kondisjonsfaktorer for rådyr i perioden 2010 til og med 2012.

4.1.3 Seleksjonsindekser og habitatbruk

Til sammen ble det registrert 52 møkkdunger fra rådyr og 32 fra hjort ved Hukkelberget, 50 fra rådyr og 4 fra hjort ved Myrstad og 16 fra rådyr og 6 fra hjort ved Rødabukta. **Tabell 7** viser hvordan møkkdungenes var fordelt i forhold til art og habitattyper.

Tabell 7. Oversikt over den observerte fordelingen av møkkdunger fra rådyr og hjort i forhold til hvilke habitattyper prøveflatene var plassert i.

Art	Kulturmark	Sitkagran	Furuskog	Blandingsskog
Rådyr	0	2	14	102
Hjort	0	1	5	36

Fordelingen av habitatbruk som møkkinnsamlingen foreslår (**tabell 7**) indikerer at hjorteviltet på Gossa anvendte noen habitattyper mer enn andre. Dataene ble derfor brukt i en preferanseanalyse for å se om noen habitater ble foretrukket framfor andre. **Tabell 8** viser at rådyr selekterte blandingsskog oftere enn tilgjengeligheten av habitattypen tilsier ($\pi_i < k_{in}$; $\chi^2 = 32,14$, $df = 3$, $p < 0,01$). Områder med furu og sitkagran ble selektert mindre enn forventet i forhold til tilgjengelighet (furu; $\pi_i > k_{i0}$, sitka; $\pi_i > k_{i0}$). Men ingen av de to siste preferansene kan sies å avvike fra vilkårlig seleksjon statistisk sett (furu; $\chi^2 = 6,10$, $df = 3$, $p = 0,11$ og sitka; $\chi^2 = 3,52$, $df = 3$, $p = 0,32$). I kulturmark ble ingen møkkdunger funnet og derfor ingen seleksjon av denne habitattypen (seleksjonsindeks = 0).

Seleksjonsindeksene i **tabell 9** indikerer at hjort selekterte blandingsskog oftere enn tilgjengeligheten av skogstypen tilsier ($\pi_i < k_{in}$; $\chi^2 = 10,79$, $df = 3$, $p = 0,01$). Områder med furu og sitka ble selektert som forventet i forhold til tilgjengelighet ($k_{in} < \pi_i < k_{io}$ for begge habitattypene), men statistisk kan ingen av disse seleksjonene sies å avvike fra en vilkårlig seleksjon ($\chi^2 = 2,15$, $df = 3$, $p = 0,54$ og $\chi^2 = 0,86$, $df = 3$, $p = 0,84$). Som hos rådyr var det ingen møkkdunger i prøveflatene i kulturmark og derfor ingen seleksjon av denne habitattypen.

Tabell 8. Habitat seleksjonsindekser for rådyr basert på fordeling av møkkdunger i ulike habitattyper. De standardiserte seleksjonsindeksene er arrangert etter fallende verdi og indikerer en avtagende preferanse fra blandingsskog ned til kulturmark.

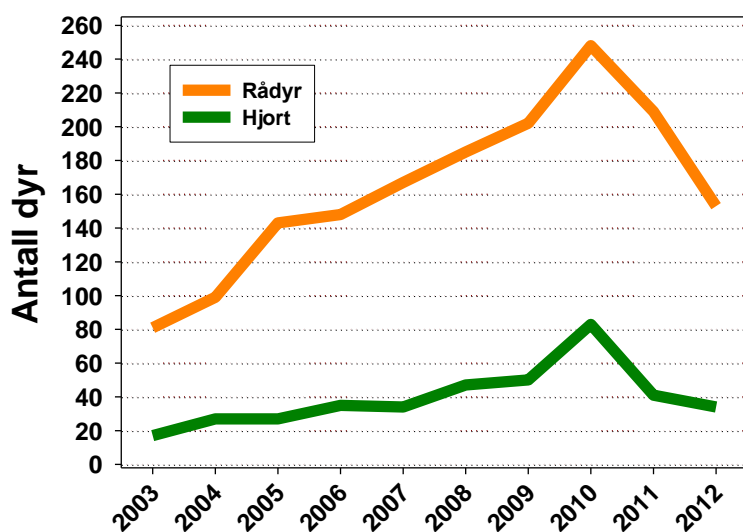
Habitattype	Populasjonsandel (π_i)	Standardisert seleksjonsindeks	Bonferroni konfidensintervall		Chi-kvadrat
			Nedre (k_{in})	Øvre (k_{io})	
Blandingsskog	0,6098	0,6229	0,7859	0,9429	32,1436
Furu	0,2114	0,2465	0,0445	0,1927	6,0962
Sitka	0,0569	0,1305	-0,0126	0,0464	3,5184
Kulturmark	0,1220	0,0000	—	—	—

Tabell 9. Habitatseleksjonsindekser for hjort basert på fordeling av møkkdunger i ulike habitattyper. En stjerne (*) i kolonnen for habitattyper indikerer at forventet sample size ≤ 5 , noe som indikerer at testresultatet må fortolkes med forsiktighet. De standardiserte seleksjonsindeksene er arrangert etter fallende verdi og indikerer en avtagende preferanse fra blandingsskog ned til kulturmark.

Habitattype	Populasjonsandel (π_i)	Standardisert seleksjonsindeks	Bonferroni konfidensintervall		Chi-kvadrat
			Nedre (k_{in})	Øvre (k_{io})	
Blandingsskog	0,6098	0,5889	0,7226	0,9916	10,7927
Furu	0,2114	0,2358	-0,0054	0,2434	2,1511
Sitkagran*	0,0569	0,1753	-0,0348	0,0824	0,8574
Kulturmark*	0,1220	0,0000	—	—	—

4.1.4 Jaktstatistikk

Jaktstatistikk innhentet for perioden 2003 til og med 2012 viser et jevnt økende uttak av hjort og rådyr fra 2003 til og med 2010 (**Figur 10**). Deretter ble det tatt ut mindre dyr for hvert år til og med 2012. Uttaket av hjort økte fra 17 individer i 2003 til 83 i 2010 (388% økning). Deretter har uttaket minnet til 34 individer i 2012 (59% minking). Uttaket av rådyr økte fra 81 i 2003 til 248 i 2010 (206% økning), for deretter å falle til 153 i 2012 (38% minking).



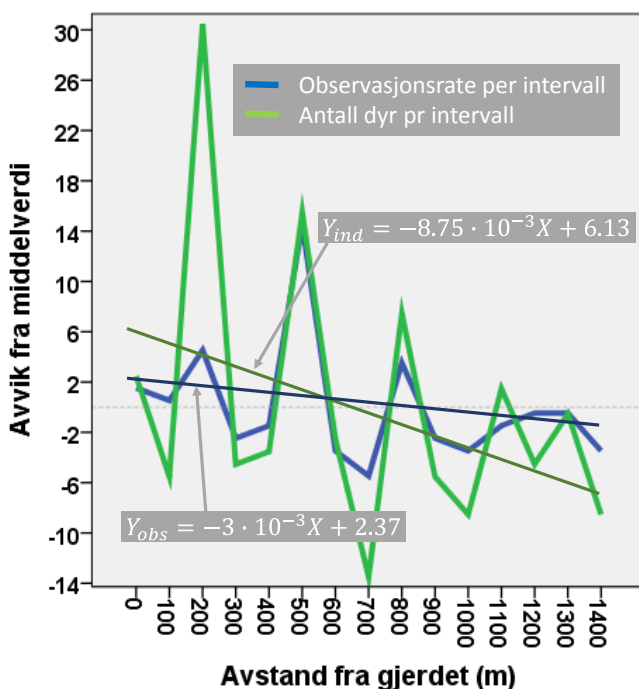
Figur 10. Oversikt over rådyr- og hjortefellinger på Gossa i perioden 2003 – 2012 (Gossen jaktvald 2013).

4.1.5 Hjorteviltets arealbruk i forhold til landanlegget

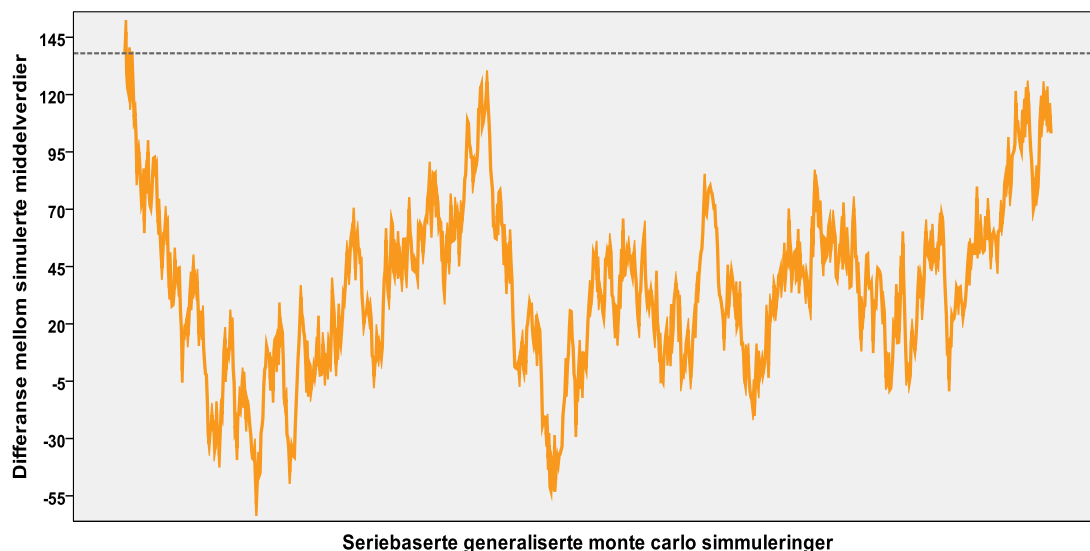
For å vurdere om hjorteviltet hadde noen observerbare responser på landanlegget ble antall observasjoner beregnet i forhold til avstanden fra gjerdet som omgir anlegget (**Figur 11**). Observasjonene ble registrert i intervaller per 100 meter. Det var en svak tendens til at antall observasjoner per intervall avtok når avstanden til landanlegget økte, men denne tendensen var ikke signifikant (**Figur 11**: $t=1,25$, $df=26$, $p=0,22$).

Antall individer observert per intervallavstand fra gjerdet er mer presis enn antall observasjoner fordi en observasjon alltid er lik 1 uansett hvor mange individer observasjonen utgjør. Regresjonen for antall individer i forhold til avstanden fra gjerdet foreslår at individtallet økte med minkende avstand til gjerdet (**Figur 11**: $t=2,38$, $df=26$, $p=0,01$). Regresjonslinjene for observasjonsraten og individtallet per intervall var derimot ikke signifikant forskjellig fra hverandre ($t=0,38$, $df=26$, $p=0,35$).

For å teste om de observerte avstandene mellom dyreindivider og gjerde var tilfeldig fordelt eller ikke ble det gjennomført en generalisert Monte Carlo simulering. Denne simuleringen tester de observerte avstandene mot et tilsvarende antall av randomiserte avstander. Denne tilnærmingen avdekker dyrenes avstandsfordeling i terrenget i forhold til landanlegget og kan derfor si noe om eventuelle responser i forhold til landanlegget. Simuleringen foreslår at dyrene ikke var tilfeldig fordelt i terrenget i forhold til landanlegget (**Figur 12**). Det var flere dyr nært gjerdet enn en tilfeldig fordeling tilsier fordi middelverdien for de observerte avstandene var mindre enn middelverdien for de randomiserte avstandene. Denne tendensen er signifikant forskjellig fordi kun 2 av de simulerte middelverdiforskjellene var større enn middelverdiforskjellen (138) for det originale datasettet (**Figur 12**). I henhold til Besag og Clifford (1989) indikerer dette en signifikant forskjell mellom de observerte avstandene og en tilfeldig fordeling av avstander ($p=0,01$). Gjentatte Monte Carlo simuleringer hvor de observerte distansene ble sammenlignet med genererte randomiserte avstander ga den samme trenden. Antall simulerte differanseverdier per Monte Carlo kjøring oversteg aldri middelverdidi differansen mellom de to originale datasettene med så mye at signifikansnivået ble overskredet. Det styrker inntrykket av at den observerte tendensen var reell.



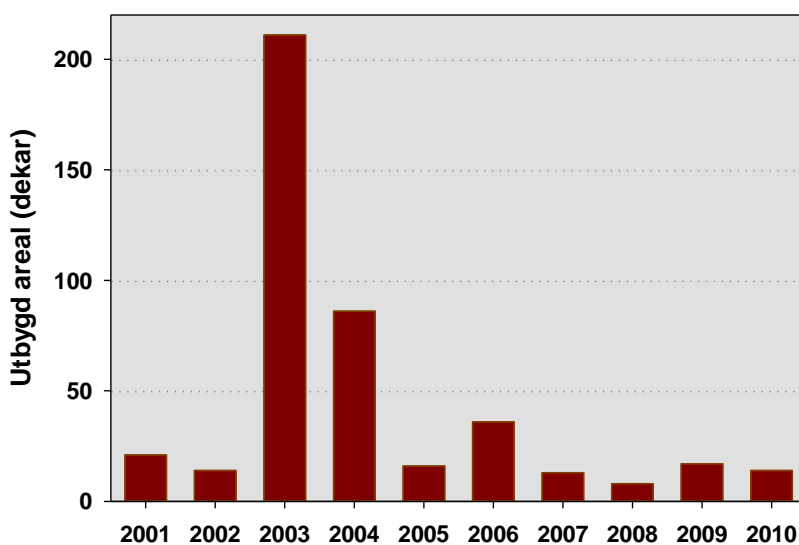
Figur 11. Antall observasjoner (blå graf) og dyreindivider (grønn graf) per intervall vist som avvik fra middelverdiene. Regresjonskurvene for observasjonsraten og antall individer per intervall er vist som henholdsvis Y_{obs} og Y_{ind} .



Figur 12. Figuren viser en Monte Carlo simulering av middelveidifferanser for observerte og randomiserte individavstander fra gjerdet (Besag og Clifford algoritmen). Middelveidifferansene er basert på 1000 algoritmesimuleringer. Den stiplede linjen viser middelveidifferansen mellom de to originale datasettene.

4.1.6 Utbygging av areal på Gossa

I 2003 var det en stor øking i utbygging av areal på Gossa (Statistisk sentralbyrå 2011: **Figur 13**). Det meste av utbyggingen, som dekket 211 dekar, tilskrives brakkeområder i forbindelse med ilandføringsanlegget på Nyhamna (**Figur 13**). Selve ilandføringsanlegget er uten dato og foreligger ikke i statistikk fra SSB. Det angitte arealet på 211 dekar kommer derfor i tillegg til selve ilandføringsanlegget. Utbygde arealer i tidsrommet 2001 til og med 2010 som ikke tilskrives ilandføringsanlegget utgjør omtrentlig 224 dekar (**Figur 13**). Utbyggingen i forbindelse med anlegget i Nyhamna beslagla derfor mer areal enn andre virksomheter i det angitte tidsrommet. For å få et rimelig godt overslag over det totale arealet som landanlegget med tilhørende anleggsområder dekker brukte jeg verktøyet for arealberegning i Norge i Bilder (<http://www.norgebilder.no/>). Man finner da at anleggsarealet totalt dekker omtrentlig 2,1 km², eller tilnærmet 4,5 % av totalarealet for Gossa.



Figur 13. Utbygd areal per år for Gossa. Verdiene gjelder kun arealer med kjent utbyggingsår. Veier og andre anlegg uten angitt dato er ikke med i oversikten (Statistisk sentralbyrå 2011).

5 Diskusjon

5.1.1 Demografiske forhold

Kjennskap til fødsels- og dødsrater er viktig for å kunne forstå bestandssvingninger, atferd og livshistorietrekk (Promislov og Harvey 1991, Stearns 1992). Det er derfor essensielt å skaffe tilveie informasjon om rekrutteringsforholdene til bestandene. Kjønn- og kalvrater er viktige faktorer i denne sammenhengen. Kjønnraten for rådyr og hjort var henholdsvis 0,3 – 0,5 og 0,1 – 0,9 på Gossa (hanndyr pr. hunddyr). For de fleste arter er kjønnraten 1:1 for befruktede egg (Ridley 1993). Avvik fra denne raten må derfor skyldes at et kjønn har større tap av individer på senere livsstadier. Slike tap kan skyldes predasjon, jakt eller stokastiske hendelser. For hjortevilt vil det normalt være kalvedødeligheten som har størst betydning og hos seksuelt dimorfe arter er det en tendens til at flere hannkalver enn hunnkalver dør (Andersen m. flere 1995, Clutton-Brock 1991). Denne aldersavhengige mortaliteten forklares ofte ut i fra at rådyr og hjort er såkalte "hidere" dvs. kalven ligger bortgjemt i vegetasjonen og trykker så lenge den ikke har utviklet nok kroppsressurser til å unnsnippe en predator (Espmark og Langvatn 1985, Andersen m. flere 1995). Og det er nettopp i perioden når kalvene begynner å bevege seg (etter "hiderfasen") at de er mest utsatt for predasjon (Byers og Byers 1983). Predasjon vil ikke kunne forklare den observerte kjønnsskjevheten i denne studien fordi området mangler predatorer (oteren er den største predatoren på øya). Mest sannsynlig kan dette forklares med at jegerne foretrekker å skyte bukker med rimelig gevirstørrelse slik at jakten i seg selv skaper denne kjønnsskjevheten (Solberg m. flere 2000). På Gossa ble det i 2008 skutt ca 20% flere rådyrbukker enn geiter så en viss overvekt av bukker tas ut ved jakt. Tilsvarende funn av kjønnsskjevhet som kan relateres til jaktuttak av rådyrbukker er sannsynliggjort for flere områder (Andersen m. flere 2004, John Linnell pers. medd.). En annen mulig forklaring til den betydelige observerte overvekten av rådyrgeiter kan skyldes at bukkene unngikk å bli observert, men det er lite sannsynlig i og med at bukkene om våren (april, mai) hevder territorium og vil derfor eksponere seg mer enn ellers (Andersen m. flere 1995).

For hjorten er andelen av koller i forhold til bukker på Gossa sammenlignbar med tall for Møre og Romsdal/Sør-Trøndelag, men lavere enn det som rapporteres for Sogn og Fjordane og Hordaland (Solberg m. flere 2008). Kjønnraten for hjorten er derfor mer som forventet. Men i 2010 var kjønnraten 0,1 for hjorten og det var mye lavere enn forventet. Dette kan trolig forklares med at det generelt ble gjort få observasjoner denne sesongen til tross for at dette var det året uttaket var størst.

Mer overraskende er den lave kalvandelen. Hele 90 % av voksne rådyrgeiter ble observert uten kalv. Dersom vi inkluderer geiter som ble vurdert til å ha melk i juret så blir prosentandelen for geiter uten kalv 78 %. For de kalvførende rådyrgeitene var det gjennomsnittlige kalvtallet 1,7 kalver pr. geit. Dette er noe under det som er observert på Storfosna der snittverdien var godt 2 kalver (Andersen m. flere 1995). Hvis vi ser på forholdet mellom voksne rådyrgeiter og fjorårskalver varierte denne raten mellom 0,6 og 0,9, noe som er mer sammenlignbart med andre bestander. Det er flere forhold som kan forklare den lave kalveandelen for rådyret sin del. For det første har vi sannsynligvis oversett mange nyfødte kalver. I kalvingsperioden har rådyrgeitene en tendens til å trekke seg tilbake til skogtetninger, minke leveområdet og eksponere seg mindre (Andersen m. flere 1995, Nilsen m. flere 2004). Dertil gjemmer kalvene seg i vegetasjonen ("hider") og ligger og trykker uten å eksponere seg når eventuelle farer truer. De fleste kalvefødsler skjer i tidsrommet mai/juni og gjemmemfasen strekker seg over cirka 4 uker for hjort og 15 til 20 dager eller mer for rådyret (Clutton-Brock m. flere 1982, Andersen m. flere 1995). Mine observasjoner bekrefter langt på vei denne strategien i og med at det ikke ble observert noen kalver i perioden mai/juni. For det andre kan gjemmemstrategien bli en dødsfelle for kjeene dersom de ligger i et åkerlandskap. De vil oppleve en innhøstingsmaskin som en mulig trussel som best kan unngås ved å trykke. Gjemmemstrategien blir i dette tilfelle katastrofal for kjeene som blir overkjørt dersom ikke føreren skulle være så heldig å oppdage kjeet før det er for sent. Palmar Nesje har vært i kontakt med bønder som sier at de har overkjørt opp til 20 kje i løpet av en sesong på grunn av dette. For det tredje kan lave kalverater skyldes høy bestandstetthet slik at hver geit før færre

kalver eller færre geiter produserer kalver (Andersen m. flere 1995). Men dette synes ikke å ha vært en viktig faktor fordi kalveratene forble uendret selv om bestanden minket mot slutten av studieperioden. Til sist så kan vi ikke se bort ifra at feilvurderinger av aldersklasser under feltarbeidet har påvirket resultatet noe.

Når det gjelder hjorten var kalveraten 0,1, noe som er meget lavt (med unntak av 2012 da den var 0,4). Fjordyrssaten derimot lå jevnt på 0,8 med unntak av 2012 da den var 1,1. Det vil si at det var flere fjordyr enn voksne koller. Den lave kalveraten skyldes mest sannsynlig at vi har oversett kalver på grunn av at de ligger gjemt i vegetasjonen ("hider") som beskrevet for rådyret sin del. Selv om kalvene ikke trykker lengre vil hindene legge igjen kalvene i utkanten av åpne områder og dyrket mark. Fjordyrssraten derimot var noe høyere enn forventet i og med at kalveraten for hjortekalver i Sogn og Fjordane var tilnærmet lik fjordyrssraten vi registrerte på Gossa (Solberg m. flere 2008). Men vi kan heller ikke her se bort ifra at enkelte dyr har blitt klassifisert til feil årsklasse. Forholdsvis få observasjoner i forhold til rådyr kan også bevirke at tilfeldigheter lettere påvirket resultatet.

Viltnemda i Aukra kommune har lagt fram en bestands- og avskytingsplan for hjortevilt (Gossen jaktvald 2013). Planen er basert på tellinger av hjort og rådyr. For hjort og rådyr presenteres statistikk over tellinger og felling fra 2007 til og med 2013. En sammenligning av viltnemda sine telleresultater for rådyr (som jeg har best data på) med mine tellinger gir god overensstemmelse. Selv om antall observasjoner er meget forskjellig mellom de to telleregimene er frekvensfordelingen av antall observasjoner mellom år rimelig sammenfallende. Viltnemdas frekvensfordeling mellom observasjoner for årene 2008, 2010, 2011 og 2012 er: 0,27, 0,36, 0,20 og 0,16. Min tilsvarende frekvensfordeling er: 0,37, 0,26, 0,22 og 0,16. Med unntak av de to første årene er dette en rimelig god overensstemmelse (Spearman's rho = 0,79). Begge telleregimene indikerer at rådyrbestanden har minket siden 2010. Tilsvarende viser fellingsstatistikken for rådyr på Gossa en sterkt fallende trend etter 2010. Dette indikerer at man med forholdsvis enkle midler kan registrere trender i bestandsutvikling hos hjortevilt (Andersen m. flere 2004). Ved å registrere trender kan man også identifisere nivåer for en bærekraftig høsting. Imidlertid gir slike tellinger lite informasjon om hvor mange dyr som befinner seg i et område (Cederlund m. flere 1998, Andersen m. flere 2004). Andre og mer tidkrevende tilnærminger som distance sampling og møkkdungetellinger kreves for å estimere bestandstettheter (Andersen m. flere 2004). Men selv med slike tilnærminger er det vanskelig å få eksakte tall etter som rådyr er svært vanskelig å telle (Cederlund m. flere 1998).

5.1.2 Bestandstettheter og romlig fordeling av hjort og rådyr på Gossa

De kartfestede observasjonene viser at hverken hjort eller rådyr var jevnt fordelt over øya. Det var områder hvor det kun ble observert rådyr (for eksempel transekt Q-T og N-R) mens det i andre områder først og fremst ble sett hjort (transekt J-L). Likeledes var det forskjeller mellom hvor frekvent artene ble observert i ulike områder. Totalt ble det observert mange flere rådyr (1155) enn hjorter (248) i løpet av studieperioden. Primært ble det anvendt tre tilnærminger for å vurdere bestandstetthetene og områdefordelingen til hjort og rådyr. For det første så jeg på antall individer som ble observert per lengdeenhet i transektene. Denne tilnærmingen sier mest om variasjoner mellom år. Derne ble det anvendt to tilnærminger for å estimere dyretettheter, distance sampling og møkkdungetellinger.

Tettheten av rådyr var under hele studieperioden mye høyere enn tettheten av hjort. Dette viser både møkkdungetellingene og distance sampling tilnærmingen. I snitt dreier det seg om cirka 7 ganger så mange rådyr som hjorter. Distance tilnærmingen estimerte rådyrtettheten til å være 5,4 rådyr/km² i snitt for hele øya, mens tilsvarende estimat for hjort var 0,7 hjorter/km². Det var heller ingen påviselige forskjeller i rådyr- eller hjortetettheter mellom den østlige og vestlige delen av øya. Tetthetsestimatene basert på møkkdungetellingene foreslo høyere tettheter enn de distance-baserte estimatene. Rådyrtettheten ble ved denne tilnærmingen estimert til å være 12,5 rådyr/km² i snitt mens tilsvarende hjortetetthet ble estimert til å være 3,4 hjorter/km². Distance analysen var basert på sammenslåtte data for hele studieperioden mens møkkdungetellingen

muliggjorde estimeringer for to tidsperioder (2010/2011 og 2011/2012). Møkkdungetellingen kan derfor anvendes til å se på variasjon av bestandsstørrelse over tid. Observasjonsratene per lengdeenhet i transektene kan også anvendes til dette ved å differensiere mellom år. Begge tilnærminger viser at rådyrbestanden ble tilnærmet halvert i løpet av studietiden. Antall rådyr som ble observert per kjørte transektlengde falt fra 1,4 rådyr/km i 2010 til 0,45 rådyr/km i 2012 (68% reduksjon). Tilsvarende foreslår møkkdungeanalysen at rådyrbestanden falt fra ca. 16,2 rådyr/km² til 8,8 rådyr/km² i samme tidsperiode (46% reduksjon). Det synes derfor klart at rådyret har gjennomgått en betydelig bestandsreduksjon i løpet av studieperioden. Noe som også understøttes av at rådyrene hadde dårligst kondisjon i 2010 når tettheten var størst. Hjorten synes å ha gjennomgått en enda større bestandsreduksjon enn rådyret i og med at bestanden minket fra 4,8 hjorter/km² til 1,4 hjorter/km² (71% reduksjon). Estimater for hjort må imidlertid tolkes med forsiktighet på grunn av liten datamengde og ikke-signifikt testresultat. Imidlertid står bestandsestimatene i rimelig forhold til det reduserte jaktuttaket i det samme tidsrommet. Rådyruttaket minket med 38 % mens den estimerte bestandsreduksjonen var 46%. Tilsvarende tall for hjorten sin del er, 59% redusert uttak og 71% redusert bestand. Det som imidlertid krever en nærmere diskusjon er hvorfor det var så store forskjeller i bestandsestimatene mellom de to metodene.

Distance tilnærmingen er basert på direkte observasjon mens møkkdungetellingen er en indirekte metode hvor indisier på tilstedeværelse av dyr brukes til å estimere dyretettheter. En viktig forutsetning for at distance sampling skal fungere tilfredsstillende er at transektene er vilkårlig fordelt i forhold til dyrenes fordeling i terrenget. Dette kan ikke sies å ha vært imøtekommet i denne studien. På Gossa er det klare randsoner som ofte er attraktive for hjortevilt (Bjørneraas m. flere 2011). Det er derfor meget sannsynlig at flere transekter gikk på tvers av og ikke som anbefalt, parallelt med gradienter for dyretettheter (Buckland m. flere 2004). Det å anvende veinettet som transekter er i seg selv ikke anbefalt fordi dyretettheter langs ferdselsårer kan påvirkes av ulike aktiviteter som gjerne er mer intens nært slike strukturer (Buckland m. flere 2004). På den annen side kan man argumentere for at bruk av veinettet vil øke datamengden vesentlig og derved styrke estimatene. Dessuten utgjør veinettet og andre infrastrukturer en vesentlig del av arealet på Gossa slik at hjorteviltet alltid vil påvirkes og tilvennes til disse strukturene. Men uansett kan det ikke utelukkes at disse forholdene kan ha bidratt til noe lavere estimater for dyretettheter enn de som møkkdungeanalysen ga. Et annet forhold som kan ha bidratt til at distanceestimatene var lave er den store variasjonen i siktbarhet langs transektene. Langs veiene er det mange steder tette skogholt som sterkt reduserer siktbarheten. Det er påfallende at det så å si ikke ble observert dyr på slike lokaliteter til tross for at møkkdungefordelingen tilsier at disse områdene var foretrukket av hjorteviltet. De fleste observasjonene ble gjort på dyrka/kultivert mark. Dette vil påvirke distance analysen på to måter. Først og fremst vil det minke tetthetsestimatet fordi transektlengden blir stor i forhold til antall observasjoner. Dernest vil det kunne påvirke den effektive transektbredden. I åkerlandskapet, hvor de fleste observasjonene ble gjort, er siktbarheten god slik at den effektive transektbredden blir stor, noe som minker tetthetsestimatene. Ellers kan noe av forklaringen ligge i at distance metodikken registrerer øyeblikksbilder om sommeren mens møkkdungetellingen primært registrerer vinteraktiviteten.

De anvendte avføringsratene på 17 møkkdunger per dag for rådyr og tilsvarende 25 for hjort er usikre i og med at de reelle ratene er ukjente. Rateparameteren har stor innvirkning på tetthetsestimatene og kan derfor gi over- eller underestimeringer (Kindberg m. flere 2004). Avføringsraten er vanskelig å måle, varierer mellom områder, årstider og dertil angir litteraturen variable rateanslag (Pehrson 2004). Dessuten påvirkes raten av matinntaket, fôrkvaliteten, vanninnholdet i fôret, diettskifter og aldersfordelingen i bestanden (Kindberg m. flere 2004). Det er derfor rimelig å anta at de valgte avføringsratene har påvirket resultatet i form av en under- eller overestimering. Men selv om avføringsraten er feil vil estimater for bestandsendringer mellom år innen en art sannsynligvis reflektere reelle endringer. Man kan forvente at avføringsratene innen et område endres lite fra år til år så lenge ytre påvirkninger er noenlunde stabile. Et annet problem var at plotantallet måtte reduseres til et minimum på grunn av begrensede ressurser, noe som øker usikkerheten i estimatene.

Møkkdungetellingen vil sannsynligvis reflektere hjorteviltets arealbruk i områder med lite sikt på en langt bedre måte enn transektstudien fordi den er basert på indirekte bevis på tilstedeværelse. Det er også kjent at rådyra først og fremst bruker åpne landbruksarealer som beiteområder når de er aktive mens de foretrekker skjul når de er inaktive (Mysterud m. flere 1999). I denne studien er det derfor grunn til å anta at møkkdungeanalysen sannsynligvis gir de mest pålitelige estimatene for å estimere bestandsstørrelser. For at tetthetsestimaterne fra møkkdungeanalysen skal falle til de tetthetsnivåene som distance analysen foreslår må parameterverdiene for avføringsrater justeres til urealistiske høye verdier. Jeg velger derfor å anvende møkkdungetellingene til å estimere totalbestander på Gossa. Dersom vi anvender 46,6 km² som areal for Gossa og anvender snittverdiene for individtettheter gjennom hele innsamlingsperioden foreslår denne tilnærmingen at det var 580 rådyr og 158 hjorter på Gossa. I løpet av studietiden avtok rådyrbestanden fra mer enn 700 til godt 400 dyr, en reduksjon på 42 %. Tilsvarende minnet hjortebestanden fra ca 200 til rundt 80 hjorter som tilsvarer en reduksjon på 60 %. Disse estimatene er selvfølgelig meget usikre, spesielt for hjorten sin del på grunn av liten datamengde. Dessuten forutsetter estimatet at bestandstetthetene er de samme for alle andre områder med tilsvarende habitater inklusive andre habitattyper som jeg ikke samlet data fra. Denne forutsetningen er selvfølgelig ikke oppfylt. Jeg velger allikevel å vise estimeringen som en illustrasjon på hva som er mulig dersom man får god datadekning. Dette til tross så synes det imidlertid å være rimelig god overenstemmelse med de reduserte fellingsratene for den samme perioden (38 % reduksjon for rådyr og 59 % reduksjon for hjort).

Studien av hjorteviltets habitatbruk har den svakheten at det var umulig å samle data fra arealer hvor det foregikk slått. En viktig resurs for hjorteviltet var derfor ikke inkludert i analysen. Men habitatstudien supplerer transektstudien ved å gi et innblikk i hjorteviltets bruk av områder med redusert siktbarhet. Et interessant funn er at rådyret selekterte for blandingsskog mens det unngikk furu- og sitkaområder. Hjorten selekterte også for blandingsskog men anvendte furu- og sitkaområder i forhold til tilgjengelighet. Dette indikerer at rådyret var mer kresen i sine valg enn hjorten i og med at rådyret tenderte mot å selektere et snevrere utvalg av habitattyper enn hjorten. Kroppsstørrelsen kan influere på habitatvalget. Dette kommer spesielt til uttrykk i trange tider som vinters tid (husk møkkdungeene er primært avsatt i løpet av vinteren). Et lite dyr som rådyret er avhengig av konsentrert kvalitetsfôr (concentrate selector) og opplever derfor en begrenset andel av vegetasjonen som attraktiv. Den mye større hjorten er ikke så avhengig av høykvalitetsfôr (intermediate selector eller generalist) som rådyret og kan derfor betrakte en større andel av vegetasjonen som akseptbar diett og kan derfor utnytte flere habitattyper (Hofmann 1998, Latham m. flere 1999, Stokke og du Toit 2002). Man kan derfor forvente at hjorten blir mindre selektiv i habitatvalg enn rådyret, noe som synes å stemme overens med resultatet i denne studien. Men gitt den avgrensede datamengden som var tilgjengelig for dette studiet må dette tolkes med forsiktighet.

5.1.3 Hjorteviltets arealbruk i forhold til landanlegget

Generelt ble det ikke påvist noen forskjeller i hjorteviltets bestandstettheter mellom den østlige og vestlige delen av Gossa. Møkkdungetellingene antyder at rådyrtettheten var størst gjennom hele perioden like utenfor gjerdet (Myrstad), men samtidig var hjortetettheten minst i det samme området. Men disse forskjellene var ikke signifikante. En bedre tilnærming for å se på eventuelle responser fra hjorteviltet i forhold til landanlegget er å se på fordelingen av observasjoner og individer i forhold til en vilkårlig fordeling i området som omgir anlegget. Denne tilnærmingen foreslår at både observasjons- og individtettheten var større jo nærmere anlegget man kom. Forskjellen var imidlertid ikke signifikant for observasjonstettheten sin del. I tillegg viste en Monte Carlo simulering at hjorteviltindividerne ikke var vilkårlig fordelt i forhold til avstand fra gjerdet. Det var flere dyr nær gjerdet enn en tilfeldig fordeling tilsa. Det er derfor ikke noe som tyder på at hjorteviltet har noen aversjonsreaksjon i forhold til landanlegget. Dette er i tråd med tidligere funn som viser at hjortevilt har stor evne til å habituere til stasjonære tekniske installasjoner (Langvatn 2006, Langvatn 2008).

Det foreligger ingen data, bortsett fra fellingsstatistikk, som kan si noe om bestandstettheter før anleggsvirksomheten ved Nyhamna ble igangsatt i 2003. I den videre diskusjonen antar jeg at fellingsstatistikken avspeiler trender i bestandstettheter (Andersen mfl. 1995). Imidlertid er det viktig å være klar over at dette ikke er noen eksakt metode fordi det blant annet forutsettes konstant høstingsrate, noe som neppe er tilfellet. Dessuten er det en treghet i kvotereguleringene i forhold til reelle bestandsendringer.

Dessverre foreligger kun fellingsløyver før 2003 (Engstad pers. med.). Fellingsstatistikken er komplett fra og med 2003 og til dags dato. Fellingsløyvene for hjort var noe lavere i 2001 enn i 2003. Det tilsier at det ble felt noen færre dyr i 2001 enn i 2003 da 17 hjorter ble felt. For rådyret var fellingsløyvet for 2001 satt til 158 dyr, mot 137 i 2003. Det indikerer at det muligens ble felt noen flere dyr i 2001 enn i 2003, da det ble felt 81 rådyr. Dette indikerer at hjorteviltbestandene var noenlunde på samme nivå før og under igangsettingen av anleggsvirksomheten i 2003. Deretter økte uttaket for begge artene fram til 2010 for deretter å minke betraktelig. Jeg velger i denne sammenhengen å bruke rådyret som eksempel fordi jeg har best datagrunnlag for denne arten.

Uttaket av rådyr økte med 206 % fra 2003 til og med 2010 for deretter å bli redusert med 43 % fram til og med 2012. Vi finner den samme trenden dersom vi sammenligner med fellingsrater for Møre og Romsdal for øvrig. Her økte rådyruttaket fra 2003 til og med 2010 med 35 %, mens reduksjonen fram til og med 2012 var på 20 %. Rådyrbestanden på Gossa ser derfor ut til å ha fulgt de generelle svingningene som ble registret for Møre og Romsdal sin del. Men det er en påfallende forskjell fordi uttaket (2003-2010) av rådyr på Gossa økte 6 ganger mer enn tilsvarende økning for Møre og Romsdal, mens den påfølgende reduksjonen (2010-2012) var dobbelt så stor som den som ble registrert i Møre og Romsdal. Denne forskjellen kan generelt forklares med klimatiske forhold, god næringstilgang, innvandring og økt jakttrykk, men man kan heller ikke se bort ifra at den avgrensede bestanden på Gossa delvis kan ha blitt påvirket av lokale hendelser som de andre bestandene ikke ble påvirket av.

I henhold til statistikk fra SSB (2011) ble 0,44 km² utbygd på Gossa i tidsrommet 2001 til og med 2010. Av dette arealet beslagla brakkeriggområdene ved Nyhamna 0,21 km². Selve landanlegget kommer i tillegg til dette arealet (Statistisk Sentralbyrå 2011). I følge Norge i Bilder dekker landanlegget med tilhørende anlegg omtrentlig 2,1 km², eller omtrent 4 - 5 % av totalarealet for Gossa. Selv om bestandsøkningen av rådyr på Gossa fram mot 2010 må sees i sammenheng med den generelle trenden for hele fylket som sådan, kan man ikke se bort ifra en mulig tilleggs-effekt på grunn av tapte leveområder. Noe som Norsk Hydro (2002) også har påpekt som et mulig problem i sin egen konsekvensutredning for området. I løpet av anleggstiden måtte rimeligvis en del dyr forlate anleggsområdet for godt. Det er derfor ikke urimelig å anta at flere dyr ble fortrent fra anleggsområder til resterende anleggsfrie områder på øya hvor bestandene allerede var økende. Tilførselen av nye dyr førte derfor sannsynligvis til en økt komprimering av bestanden i disse områdene (Reimers og Colman 2006, Dechen Quinn 2013). Dersom jakttrykket var rimelig konstant kunne en tettere bestand medføre økte fellingsrater fram mot 2010. Deretter ble bestanden trolig redusert såpass mye at jegerne ikke klarte å opprettholde uttaket på samme nivå som i 2010 noe som førte til en redusert avskyting de etterfølgende årene. Bestandsreduksjonen etter 2010 skyldes derfor først og fremst jaktuttaket. Dette var en ønsket effekt da det var en generell enighet om at bestanden før 2010 var for stor.

5.1.4 Konklusjon

For å konkludere så er det lite som tyder på at landanlegget har negativ påvirkning på hjorteviltbestandene på Gossa i dag. Tettheten av dyr var størst nært anlegget på den halvdelen av øya som landanlegget ligger på. At flere dyr hadde tilhold på innsiden av gjerdet, selv om de kunne forlate området via åpningen mot sjøsiden, tyder også på at dyra hurtig tilvente seg aktivitetene i forbindelse med landanlegget. Anlegget i seg selv har derfor sannsynligvis liten direkte påvirkning på hjorteviltbestandenes atferd. Tettheten av hjortevilt på Gossa vil først og fremst være bestemt av jakttrykk, habitatkvaliteter og inn- og utvandring.

Imidlertid kan tap av leveområder, på grunn av omdisponering av arealer til anleggsvirksomhet og annen infrastruktur, ha en viss betydning for hjorteviltbestandene på Gossa. Tap av leveområder over tid medfører at mindre ressurser blir tilgjengelig per individ, noe som medfører økt konkurranse individene imellom. Redusert kondisjonsfaktor for rådyret før bestandsnedgangen tyder på at dette kan ha vært av betydning. Tap av leveområder er betraktet som et av vår tids store problemer med hensyn til dyrebestander og biologisk mangfold og er således ikke noe særsyn for Gossa (Groom m. flere 2006, Hanski 2011). Siden leveområdene til hjorteviltet på Gossa er noe redusert som følge av anlegget på Nyhamna og annen omdisponering av areal på øya, så medfører dette at bestandene sannsynligvis bør justeres noe i forhold til de nye betingelsene for å være bærekraftig. Dette er også påpekt som et mulig problem i Norsk Hydro sin egen konsekvensutredning for området. For å oppnå en god forvaltning er det derfor viktig med gode tellinger og bestandsestimeringer slik at en bærekraftig utvikling av hjorteviltet på Gossa kan ivaretas.

Referanser

- Acevedo P, Ferreres J, Jaroso R, Duran M, Escudero MA, Marco J, Gortazar C (2010) Estimating roe deer abundance from pellet group counts in Spain: An assessment of methods suitable for Mediterranean woodlands. *Ecological Indicators*, 10, 6, 1226-1230.
- Alves J, da Silva AA, Soares Amadeu MVM, Fonseca C (2013) Pellet group count methods to estimate red deer densities: Precision, potential accuracy and efficiency. *Mammalian Biology*, 78, 134-143.
- Andersen R, Linnell J, Aanes R (1995) Rådyr i kulturlandskapet. Sluttrapport. NINA Fagrapport 10, 1-80.
- Andersen R, Mysterud A, Lund E (2004) Rådyret – det lille storviltet. Naturforlaget.
- Besag J, Clifford P (1989) Generalized Monte Carlo significance tests. *Biometrika*, 76, 633-642.
- Bjørneraas K, Solberg EJ, Herfindal I, Moorter BV, Rolandsen CM, Tremblay JP, Skarpe C, Sæther B-E, Eriksen R, Astrup R (2011) Moose *Alces alces* habitat use at multiple temporal scales in a human-altered landscape. *Wildlife Biology* 17(1):44-54.
- Bjørneraas K, Solberg EJ, Veiberg V (2012) Forvaltningsverktøy. sider 204-218. I: Klauvvilt i norsk natur – historie, biologi og forvaltning. Bjørneraas, K. (red.) Akademika Forlag, 7005 Trondheim.
- Brunvoll F, Homstvedt S, Kolshus KE (2012) Indikatorer for bærekraftig utvikling 2012. Statistisk sentralbyrå. Oslo – Kongsvinger.
- Buckland ST, Anderson DR, Burnham KP, Laake JL, Borchers DL, Thomas L. (2001) *Introduction to Distance Sampling: Estimating Abundance of Biological Populations* – Oxford Univ. Press.
- Buckland ST, Anderson DR, Burnham KP, Laake JL, Borchers DL, Thomas L. (2004) *Advanced distance sampling* – Oxford Univ. Press.
- Byers, C.R. & Byers, K.Z. (1983) Do pronghorn mothers reveal the locations of their hidden fawns? *Behavioral Ecology and Sociobiology*, 13, 147-156.
- Campbell D, Swanson GM, Sales J (2004) Comparing the precision and cost-effectiveness of faecal pellet group count methods. *Journal of Applied Ecology* 2004 (41), 1185–1196.
- Cederlund G, Liberg O (1995) Rådjuret: Viltet, ekologin och jakten. Svenska Jägareförbundet, Uppsala, 301 pp.
- Cederlund R, Bergquist J, Kjellander P, Gill R, Gaillard J-M, Boisaubert B, Ballon P, Duncan P (1998) Managing roe deer and their impact on the environment: maximizing the net benefit to society. In: *The European roe deer: the biology of success*. Andersen R, Duncan P, Linnell JD (Eds.), pp 337-372. Scandinavian University Press, Oslo.
- Clutton-Brock TH, Guinness FE, Albon SD (1982) *Red deer. Behaviour and ecology of two sexes*. Edinburgh, Edinburgh University Press.
- Clutton-Brock TH (1991) *The evolution of parental care*. New Jersey, Princeton University Press.
- Dechen Quinn AC, Williams DM, Porter WF (2013) Landscape structure influences space use by white-tailed deer. *Journal of Mammalogy* 94(2):398-407.
- Espmark Y, Langvatn R (1985) Development and habituation of cardiac and behavioral responses in young red deer calves (*Cervus elaphus*) exposed to alarm stimuli. *Journal of Mammalogy* Vol. 66, no. 4, pp. 702-711.
- Follestad BA, Anda E (1988). Kvartærgeologisk kart 1:50 000. kartblad 1220 I Hustad.
- Fremstad E, Aarrestad PA, Skogen A (1991) Kystlynghei på Vestlandet og i Trøndelag. Naturtype og vegetasjon i fare. Trondheim (NINA Utredning 029).
- Gaillard JM, Liberg O, Andersen R, Hewison AJM, Cederlund, G (1998) Population dynamics of roe deer. In: *The European roe deer: the biology of success*. Andersen, R., Duncan, P. & Linnell, J.D.C. (eds.), pp. 309-335. Scandinavian University Press, Oslo.
- Gossen jaktvald (2013) Bestands- og avskytingsplan for hjortevilt Gossen jaktvald 2014 – 2016.
- Groom MJ, Meffe GK, Carroll CR (2006) *Principles of conservation biology*. Sunderland: Sinauer.
- Hanski I (2011) Habitat Loss, the Dynamics of Biodiversity, and a Perspective on Conservation. *AMBIO: A Journal of the Human Environment*, 40(3):248-255.

- Hofmann RR (1998) How ruminants adapt and optimize their digestive system "blueprint" in response to resource shifts. p 220–229. In: Principles of animal design: The optimization and symmorphosis debate. Weibel E.R. m. flere (eds.) Cambridge Univ. Press, New York.
- Härkönen S, Heikkilä R (1999) Use of pellet group counts in determining density and habitat use of moose *Alces alces* in Finland. - *Wildlife Biology* 5: 233-239.
- Jordal JB (2000) Kartlegging av biologisk mangfold i Aukra kommune. Ressurssenteret i Tingvoll, rapp. nr. 2-2000. 104 s.
- Kindberg J, Persson I-L, Bergström R (2004) Spillningsinventering av kløvvt: workshop Öster Malma 17 – 18 mars 2004. Slutrapport projekt 5763/2004.
- Knudsen S, Traaen T, Aarrestad PA (2002) Llandføringsterminal for Ormen Lange: Konsekvenser av utslipp til luft. NILU: OR 47/2002.
- Langvatn R (2006) Reguleringsplan ved Ørsta-Volda lufthavn, Hovden. Viltovergang. - NINA Minirapport 161.
- Langvatn R (2008) Hjorteundersøkelser på Statoil-Hydro, Mongstad, høsten 2007, slutt-trapport for fase 3. NINA, Minirapport 216. 16 pp + vedlegg.
- Latham J, Staines BW, Gorman ML (1999) Comparative feeding ecology of red (*Cervus elaphus*) and roe deer (*Capreolus capreolus*) in Scottish plantation forests. *Journal of Zoology* (1999), 247:3:409-418
- Neff DJ (1968) The pellet-group count technique for big game trend, census and distribution: a review. - *Journal of Wildlife Management* 32: 597-614.
- Manly B (2001) Randomization, bootstrap and Monte Carlo methods in biology. Chapman and Hall, London.
- Manly B, McDonald L, Thomas D (1995) Resource selection by animals. Statistical design and analysis for field studies. Chapman and Hall, London.
- Mayle BA, Peace AJ, Gill RMA (1999) How many deer? A field guide to estimating deer population size. Fieldbook 18, The Forestry Commission, Edinburgh.
- Morelli N, Klein F, Solberg E, Andersen R (2011) The census and management of populations of ungulates in Europe. I *Ungulate Management in Europe: Problems and Practices* Editor: Rory Putman, Marco Apollonio, Reidar Andersen. Cambridge University Press.
- Mysterud A, Larsen PK, Ims RA, Østbye E (1999) Habitat selection by roe deer and sheep: does habitat ranking reflect resource availability? *Canadian Journal of Zoology* 77, 776-783.
- Nilsen EB, Linnell JDC, Andersen R (2004) Individual access to preferred habitat affects fitness components in female roe deer *Capreolus capreolus*. *Journal of Animal Ecology*, 73, 44-50.
- Norsk Hydro (2002) Ormen Lange konsekvensutredning på Nyhamna.
- Pehrson Å (2004) Spillningsinventering. I *Vilt och landskap i förändring, Skogsvilt III*. In: Jansson G, Seiler C, Andrén H (Eds). Grimsö forskningsstation, Sveriges lantbruksuniversitet, 73091 Riddarhyttan.
- Persson IL (2003) Seasonal and habitat differences in visibility of moose pellets. – *Alces* 39: 233–241.
- Promislov DEL, Harvey PH (1991) Mortality rates and the evolution of mammal life history. *Acta Oecologica*, 12, 119-137.
- Reimers E, Colmann JE (2006) Reindeer and caribou (*Rangifer*) response to human activity. *Rangifer* 27: 55 – 70.
- Ridley M (1993) *Evolution*, Blackwell Scientific Publications, Cambridge.
- Rönnegård L, Sand H, Andren H, Mansson J, Pehrson A (2008) Evaluation of four methods used to estimate population density of moose *Alces alces*. *Wildlife Biology* 14:358-371.
- Skarin A (2008) Decay rate of reindeer pellet-groups. *Rangifer*, 28 (1) 47-52.
- Sigmond EMO, Gustavson M, Roberts D (1984) Berggrunnskart over Norge. M. 1: 1 million. Trondheim, Norges geologiske undersøkelser.
- Solberg EJ, Loison A, Sæther BE, Strand O (2000) Age-specific harvest mortality in a Norwegian moose (*Alces alces*) population. *Wildlife Biology* 6, 41-52.
- Solberg EJ, Veiberg V, Strand O, Andersen R, Langvatn R, Heim M, Rolandsen C, Holmstrøm F, Solem M (2008) Hjortevilt 2007 - Årsrapport for overvåkingsprogrammet for hjortevilt. NINA Rapport 380, 65 s.
- Statistisk sentralbyrå (2011) <http://www.ssb.no/emner/01/01/arealstat/>

- Stearns S (1992) The evolution of life histories, Oxford University Press, New York.
- Stokke S, du Toit JT (2002) Sexual segregation in habitat use by elephants in Chobe National Park, Botswana. *African Journal of Ecology*, 40, 360-371.
- Stokke S, Nesje P, Langvatn R (2009) Miljøovervåkingsprogram for Ormen Lange landanlegg. Overvåking av hjorteviltstammen – grunnlagsanalyse 2008. – NINA Rapport 471. 29 s.+ vedlegg.
- Theuerkauf J, Rouys S, Jedrzejewski W (2008) Detectability and disappearance of ungulate and hare faeces in European temperate forest. *Ann. Zool. Fennici*, 45, 73-80.
- Webbon C, Baker PJ, Harris S (2004) Faecal density counts for monitoring changes in red fox numbers in rural Britain. *Journal of Applied Ecology*, 41, 768–779.



Norsk institutt for naturforskning (NINA) er et nasjonalt og internasjonalt kompetansesenter innen naturforskning. Vår kompetanse utøves gjennom forskning, utredningsarbeid, overvåking og konsekvensutredninger.

NINAs primære aktivitet er å drive anvendt forskning. Stikkord for forskningen er kvalitet og relevans, samarbeid med andre institusjoner, tverrfaglighet og økosystemtilnærming. Offentlig forvaltning, næringsliv og industri samt Norges forskningsråd og EU er blant NINAs oppdragsgivere og finansieringskilder.

Virksomheten er hovedsakelig rettet mot forskning på natur og samfunn, og NINA leverer et bredt spekter av tjenester gjennom forskningsprosjekter, miljøovervåking, utredninger og rådgiving.

ISSN:1504-3312
ISBN: 978-82-426-2653-0

Norsk institutt for naturforskning

NINA Hovedkontor

Postadresse: Postboks 5685 Sluppen, NO-7485 Trondheim

Besøks/leveringsadresse: Tungasletta 2, NO-7047 Trondheim

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

E-post: firmapost@nina.no

Organisasjonsnummer 9500 37 687

<http://www.nina.no>

Samarbeid og kunnskap for framtidens miljøløsninger