

# Effekten av høsting på produksjon og lønnsomhet i reindriften

Bård-Jørgen Bårdsen, Helge Berglann, Audun Stien og Torkild Tveraa



## **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.

# Effekten av høsting på produksjon og lønnsomhet i reindriften

Bård-Jørgen Bårdsen  
Helge Berglann  
Audun Stien  
Torkild Tveraa

Bårdsen, B.-J., H. Berglann, A. Stien & T. Tveraa. Effekten av høsting på produksjon og lønnsomhet i reindriften - NINA Rapport 999. 44 s.

Tromsø, januar 2014

ISSN: 1504-3312

ISBN: 978-82-426-2609-7

RETTIGHETSHAVER

© Norsk institutt for naturforskning

Publikasjonen kan siteres fritt med kildeangivelse

TILGJENGELIGHET

Åpen

PUBLISERINGSTYPE

Digitalt dokument (pdf)

REDAKSJON

Bård-Jørgen Bårdsen

KVALITETSSIKRET AV

Hans Tømmervik

ANSVARLIG SIGNATUR

Forskningssjef Sidsel Grønvik (sign.)

OPPDRAGSGIVER(E)/BIDRAGSYTER(E)

Reindriftsforvaltningen

KONTAKTPERSON(ER) HOS OPPDRAGSGIVER/BIDRAGSYTER

Askild Solberg

FORSIDEBILDE

Bård-Jørgen Bårdsen

NØKKEWORD

- Aldersspesifikk overlevelse/reproduksjon
- Finnmark
- Kjøttproduksjon
- Modellering
- Leslie matrise
- Rein (*Rangifer tarandus*)
- Reindrift
- Slakting/Høsting
- Økonomisk/Økologisk bærekraft

KEY WORDS

- Age-specific survival/reproduction
- Finnmark, Norway
- Meat production
- Modelling
- Leslie matrix
- Reindeer/Caribou (*Rangifer tarandus*)
- Reindeer husbandry
- Slaughter/Harvest
- Economic/Ecologic sustainability

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**

Fakkeldgården  
2624 Lillehammer  
Telefon: 73 80 14 00

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

## Sammendrag

Bårdsen, B.-J., H. Berglann, A. Stien & T. Tveraa. Effekten av høsting på produksjon og lønnsomhet i reindriften – NINA Rapport 999. 44 s.

Bestander av store klovdyr som f.eks. rein *Rangifer* sp., er regulert og begrenset gjennom negativ tetthetsavhengighet og tilfeldig variasjon i klimatiske forhold. Tetthetsavhengighet og klima påvirker individer av ulike alders-, kjønns- og størrelsesklasser ulikt. Yngre og små individer er de som typisk er mest sårbar for høye tettheter og negative klimatiske hendelser. I tillegg vil effekten av både tetthet og klima være synlig på størrelse (eller kroppsmasse) før disse vil ha en innvirkning på reproduksjon og overlevelse.

Høsting reduserer antall dyr i en bestand. Ved overhøsting er bestandens vekstrate negativ over lang tid som en følge av et intensivt uttak. Overhøsting er ikke bærekraftig siden en slik høstingsintensitet på sikt vil resultere i at bestanden dør ut. Mangelfull høsting, eller veldig lave høstingsintensiteter, fører til redusert produktivitet siden en bestand da vil øke mot sin økologiske bæreevne. Dette gjør at bestandene blir regulert gjennom negativ tetthetsavhengighet f.eks. ved at dyrene i større grad opplever økt konkurranse om beiteressurser. Et sted i mellom disse to ekstremene vil høstingen optimalisere produktiviteten i en bestand. Optimal høsting innebærer at effekten av negativ tetthetsavhengighet blir lav slik at bestanden blir bestående av store individer med høy overlevelse og reproduktiv suksess samtidig som bestandene ikke desimeres på en slik måte at antallet produksjonsdyr blir for lavt.

Vi undersøkte hvilken effekt kalveslakt har på produktivitet og lønnsomhet i reindriften. Dette gjorde vi ved hjelp av en matrisemodell som ble parameterisert på bakgrunn av empiriske data på aldersspesifikk reproduktiv suksess fra Finnmark og publiserte overlevelsesestimater. Både reproduksjon og overlevelse (for ulike aldersklasser) ble påvirket av dyrenes størrelse som igjen var en funksjon av både reintetthet og klimatiske prosesser som påvirker vårens ankomst og planteproduksjon om sommeren.

Vi fant at det uttaket som maksimerte kjøttproduksjon var et årlig uttak av 66-72 % av merkede kalver. En slik optimal høsting førte til betydelig forbedret produktivitet og lønnsomhet sammenlignet med lave høstingsintensiteter. Modellresultatene tilsier at en intensiv høsting er nødvendig for å kunne oppnå en økologisk og økonomisk bærekraftig reindrift. Samtidig er et slakteuttak som fører til en slik produksjonsoptimalisering høyt sammenlignet med hva som slaktes innenfor fellesbeiteområdene per i dag.

Det er per i dag store konflikter mellom ulike aktører knyttet til hva som er et fornuftig slakteuttak, og hvilke konsekvenser den foreslåtte reintallstilpasningen har for reindriftsutøverne i Finnmark. Derfor bør det etableres et adaptivt overvåkningsprogram som effektivt fanger opp hvilke effekter forvaltningsmessige tiltak har på utvikling i størrelse, kalvetilgangen og produktiviteten i reindriften. Denne informasjonen kan inkluderes fortløpende i modellapparatet og sikre at forvaltningsmessige mål kan oppdateres etterhvert som ny kunnskap samles inn.

**B.-J. Bårdsen, A. Stien & T. Tveraa**, Norsk institutt for naturforskning (NINA).

**H. Berglann**, Norsk institutt for landbruksøkonomisk forskning (NILF).

Kontaktperson: Bård-Jørgen Bårdsen ([bjb@nina.no](mailto:bjb@nina.no)), NINA, Framsenteret, 9296 Tromsø.

## Abstract

Bårdsen, B.-J., H. Berglann, A. Stien & T. Tveraa. The effect of harvest on the productivity within the reindeer husbandry. – NINA Report 999. 44 pp.

Populations of large herbivores like *Rangifer* sp. are regulated and limited through density dependence and density independent stochastic variation in climate. Density and climate affects individuals of separate age- and sex-classes differently. The effect of both density and climate will typically be manifested through body mass before any effects on survival and/or reproduction will be detected. High density results in smaller animals that are more vulnerable to e.g. unfavourable climate and predation compared to larger ones.

Harvest reduces population abundance: overharvest is unsustainable as populations may go extinct, whereas low harvest result in reduced productivity as populations increase towards their carrying capacity (i.e. becomes regulated through negative density dependence). Optimal harvest occurs when population density becomes sufficiently low to sustain large individuals with high survival and reproductive success while at the same time the number of reproductive individuals in the population is kept sufficiently high.

We tested the effect of calf-harvest on meat production in a matrix modelling framework parameterized by empirical data on age-specific reproductive success from Finnmark (North Norway) and published survival estimates. Both reproduction and survival were affected by body mass, which again was affected by density dependence and density independent processes.

Maximum meat production occurred when 66-72% of the marked calves were slaughtered annually. Choosing the optimal harvest greatly enhanced the amount that could be slaughtered. The model demonstrates that an intensive harvesting regime is necessary for achieving an ecologic and economic sustainable reindeer husbandry.

The effect that an intensive harvest strategy will have on the reindeer abundance in Finnmark is currently vividly debated among various stakeholders. We highlight the need for an adaptive monitoring programme that can effectively detect the impact management actions may have on body mass, recruitment and productivity within the reindeer husbandry. This information can be fed directly into the present model framework and will ensure that management actions, and goals, can be updated swiftly as new knowledge is achieved.

**B.-J. Bårdsen, A. Stien & T. Tveraa**, Norwegian Institute for Nature Research (NINA).  
**H. Berglann**, Norwegian Agricultural Economics Research Institute (NILF).

Contact: Bård-Jørgen Bårdsen ([bjb@nina.no](mailto:bjb@nina.no)), Fram Centre, N-9296 Tromsø, Norway.

# Innhold

<b>Sammendrag .....</b>	<b>3</b>
<b>Abstract .....</b>	<b>4</b>
<b>Innhold .....</b>	<b>5</b>
<b>Forord .....</b>	<b>6</b>
<b>1 Innledning.....</b>	<b>7</b>
<b>2 Materiale og metode.....</b>	<b>10</b>
2.1 Populasjonsmodellering .....	10
2.1.1 Beskrivelse av modellen .....	10
2.1.2 Modellkjøring – Startbetingelser, slaktestrategier og statistiske analyser .....	11
2.2 Statistiske analyser av slakteridata .....	12
<b>3 Resultater .....</b>	<b>13</b>
3.1 Populasjonsmodellering .....	13
3.2 Statistiske analyser av slakteridata .....	18
<b>4 Diskusjon.....</b>	<b>19</b>
4.1 Populasjonsmodellering .....	19
4.1.1 Effekter på lønnsomhet.....	19
4.1.2 Effekter på slaktestørrelser.....	20
4.1.3 Optimal høsting og reintall .....	20
4.1.4 Effekter på kondisjon, overlevelse og reproduksjon.....	20
4.1.5 Modellforutsetninger .....	21
4.2 Statistiske analyser av slakteridata .....	22
4.3 Konklusjon .....	23
<b>5 Referanser.....</b>	<b>24</b>
<b>Vedlegg 1: Parameterisering av modellen.....</b>	<b>28</b>
Initiering, høstingsstrategier og inputvariabler (miljøvariabler) .....	28
Utvikling i størrelse over tid .....	28
Reproduktiv suksess og overlevelse.....	29
Sammenhengen mellom slaktestørrelse og pris.....	30
<b>Vedlegg 2: Sonespesifikke arealforskjeller .....</b>	<b>32</b>
<b>Vedlegg 3: Økonometrisk analyse av slakteridata .....</b>	<b>33</b>
Beskrivelse av datasett.....	33
Forberedende analyser .....	35
Regresjonsanalyse av slakteridata .....	38

## Forord

I følge Stortingsmelding nr. 9 (2011-2012) ønsker regjeringen å videreføre den tredelte målsettingen om at reindriftspolitikken skal føre til en økologisk, økonomisk og kulturell bærekraft der økologisk bærekraft skal veie tyngst. Det står også at et reintall som justeres i henhold til beitegrunnlaget vil resultere i både reduserte tap og føre til økt produktivitet i næringen. Dette er et tema som Reindriftsforvaltningen fulgte opp gjennom siste utgave av Ressursregnskap for reindriften (2013). Samtidig er det fra reindriftsutøvernes side uttrykt bekymring for at en reduksjon i reintallet vil føre til svakere økonomi i en allerede presset næring.

Denne rapporten tar tak i denne overordnede problemstillingen ved å fokusere på sammenhengen mellom reintall og slakteuttak. Vi viser at økt høsting av kalv kan føre til økologisk bærekraft i Finnmark, noe som igjen er en viktig forutsetning for å kunne oppnå både økonomisk og kulturell bærekraft.

Vi brukte en populasjonsdynamisk modell som inneholder tilgjengelig informasjon om både naturlige prosesser som overlevelse og kalveproduksjon, og slakteuttak. Denne rapporten inneholder også en økonomisk komponent der vi konkluderer med at en optimal kalvehøsting har et stort potensiale for lønnsomheten i næringen.

Arbeidet i rapporten har vært todelt: NINA har vært ansvarlig for populasjonsmodelleringen samt parameterisering av de sammenhengene som er inkludert i modelløvelsen som er presentert under overskriften "Populasjonsmodellering", mens NILF har vært ansvarlig for det arbeidet som er presentert under overskriften "Statistiske analyser av slakteridata".

Takk til Per Fauchald, Marius Warg Næss, Knut Langeland, Elisabeth Pedersen, Trond Johnsen, Manuel Ballesteros og Madeleine Lagergren for innsamling av viktige grunnlagsdata og/eller for innspill og kommentarer som vært med på å gjøre rapporten bedre.

Bård-Jørgen Bårdsen, 8. januar 2014.



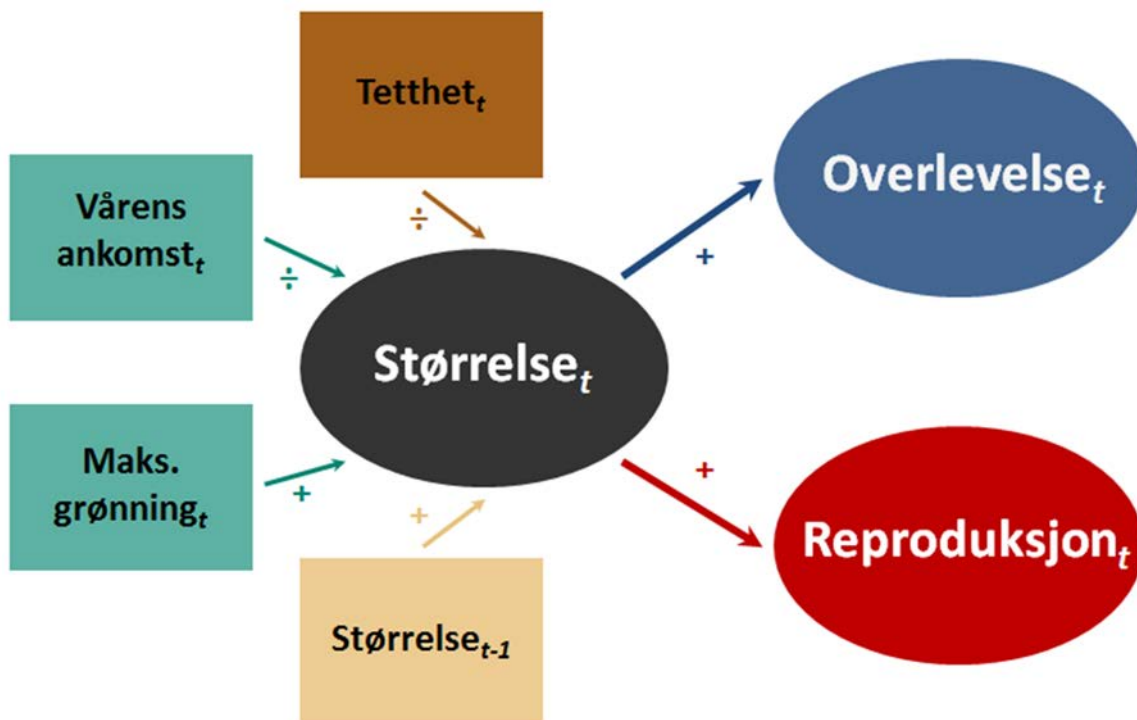
# 1 Innledning

Bestander av store klovdyr som f.eks. rein (*Rangifer* sp.) er regulert og begrenset av negativ tetthetsavhengighet og klima (Gaillard m.fl. 2000, Bonenfant m.fl. 2009). Mange studier har vist at klima påvirker individer av ulike alders-, kjønns- og størrelsesklasser forskjellig. Typisk er yngre og små individer mest sårbare for høye tettheter og negative klimatiske hendelser (Gaillard m.fl. 1998, Gaillard m.fl. 2000). Dette er også dokumentert hos rein (Skogland 1990, Rødven 2003, Tveraa m.fl. 2003, Bårdsen og Tveraa 2012). Kalver er i større grad utsatt ved forverring av miljøbetingelser siden de er mer konkurranseutsatt sammenlignet med større dyr (Hewison m.fl. 2002, Kjellander m.fl. 2006), og på grunn av at mødrene endrer sin reproduktive investering som en respons til miljøendringer (Adams 2005, Bårdsen m.fl. 2008, Bårdsen 2009, Bårdsen m.fl. 2010, Martin og Festa-Bianchet 2010).

For klovdyr som for mange andre dyr, påvirker tetthetsavhengighet og klima dyrenes kropps-kondisjon (ofte målt som kroppsmasse eller vekt) før effektene er synlig på overlevelse eller reproduksjon (oppsummert av bl.a. Sæther 1997, Gaillard m.fl. 2000, Lummaa og Clutton-Brock 2002). Høy tetthet øker f.eks. konkurransen om matressurser, og resulterer i mindre dyr som er mer sårbar for negative klimatiske hendelser og predasjon (Skogland 1985, Clutton-Brock m.fl. 1996, Festa-Bianchet 1998, Tveraa m.fl. 2003, Bårdsen m.fl. 2011).

Uttak av dyr gjennom høsting påvirker bestandene direkte ved at dyr fjernes. Ved for høy høsting vil bestander kunne desimeres til et punkt der det til slutt ender med at de dør ut (f.eks. Lande m.fl. 2003). Overhøsting er ikke økologisk bærekraftig, og det fins flere historiske eksempler på dette (Diamond 1982, Zimov m.fl. 1995, Jackson m.fl. 2001). Ved økologisk bærekraftig høsting justeres uttaket på en slik måte at bestandenes langtidsoverlevelse sikres. Ved lav høstingsintensitet vil bestander fluktuere rundt sin bæreevne, som er den bestandstettheten som gir nullvekst i bestanden over tid. En optimal høsting, med hensyn på kjøttuttak og lønnsomhet, fremkommer når bestandstettheten reduseres til et nivå som sikrer dyr i god nok kondisjon til at de har høy reproduktiv suksess og overlevelse *samtidig* som at populasjonene opprettholdes på et nivå der antall produksjonsdyr er relativt høyt.

I økosystemer der store rovdyr har blitt redusert til et nivå der de ikke lengre utspiller sin funksjonelle rolle, økes gjerne antallet byttedyr til et nivå hvor antallet reguleres gjennom tetthetsavhengige prosesser og der tilfeldige klimatiske forhold begrenser bestandene (Wilmers m.fl. 2006, Eberhardt m.fl. 2007). Slike endringer i antallet byttedyr kan ha en ustrakt påvirkning på økosystemene (White og Garrott 2005, Ripple og Beschta 2007, 2012). I Finnmark har reintallet økt siden slutten av andre verdenskrig til et nivå som i løpet av de siste tiårene har nådd flere historiske høyder (f.eks. Hausner m.fl. 2011, Tømmervik og Riseth 2011, Næss og Bårdsen 2013). Økningen i reintall i reindriftsområdene over de siste tiårene har skjedd i fravær av ulv *Canis lupus* (med unntak av streifdyr) samtidig som at flere andre store rovdyr har lave bestandstettheter sammenlignet med resten av Fennoskandia (Herfindal m.fl. 2011, Brøseth og Tovmo 2012, Brøseth m.fl. 2012). I fravær av predasjonsrater store nok til å regulere klovdyrbestander vil høstingsintensiteten være avgjørende for bestandsstørrelsen (Tveraa m.fl. 2007). Høsting er dermed et effektivt forvaltningsverktøy som kan benyttes til å redusere negativ tetthetsavhengighet og bestanders sårbarhet overfor ugunstige klimatiske forhold. I reindriften vil høsting dermed være avgjørende for reguleringen av reintallet samtidig som at økt høsting kan være med på å gjøre flokkene bedre rustet mot negative klimatiske hendelser.



**Figur 1.** Skjematisk oversikt over de ulike prosessene som påvirker dyrenes størrelse på høsten i et gitt år ( $t$ ) og hvordan denne responsen igjen påvirker et gitt års overgangsmatrise ( $A_t$ ) ved at dyr av ulik størrelse og alder opplever ulik reproduksjon og overlevelse (se Vedlegg 1 for detaljert informasjon om de ulike parameterne). Dyrenes størrelse er en viktig bakgrunnsvariabel som fanger opp hvordan både klima (vegetasjonsgrønning/planteproduksjon og vårens ankomst), tetthetsavhengighet (dvs. regulering) og dyrenes egen tilstand året før påvirker overlevelse og reproduksjon og dermed også populasjonens vekstrate.

Det har tidligere blitt vist at høy høstingsintensitet kan være et nødvendig tiltak for å regulere reintallet til et stabilt nivå (Tveraa m.fl. 2007) og at reduserte tettheter gjennom høsting vil øke størrelsen på dyrene. Dette baserer seg på mange studier som har dokumentert en negativ tetthetsavhengighet i reindriften (f.eks. Kumpula m.fl. 1998, Fauchald m.fl. 2004a, Tveraa m.fl. 2007, Næss m.fl. 2011, Bårdsen og Tveraa 2012, Hobbs m.fl. 2012).

I en tidligere rapport (Tveraa m.fl. 2013a) ble det presentert en aldersspesifikk modell for beregning av produksjon i reindriften under ulike høstingsscenarier (Figur 1). Denne modellen var delvis parameterisert på bakgrunn av mange år med data på størrelse (kroppsmasse), demografi (reproduktiv suksess) og populasjonsdynamikk for ulike reinflokker i Finnmark (se f.eks. Tveraa m.fl. 2003 for detaljer, Fauchald m.fl. 2004b, Fauchald m.fl. 2004c, Bårdsen m.fl. 2008, Bårdsen 2009, Bårdsen m.fl. 2010, Bårdsen og Tveraa 2012, Tveraa m.fl. 2012). Disse dataene ble brukt for å beregne sammenhengen mellom størrelse og reproduksjon, samt hvordan størrelsen er påvirket av det miljøet dyrene opplever (både klima og tetthet). I modellen kvantifiseres det hvordan høsting av kalv påvirker tetthet, produksjon og overlevelse i reindriften under et sett av klimatiske forhold som er like de forholdene som har blitt observert i Finnmark for de siste 10 årene (se Bårdsen m.fl. 2011 for en lignende tilnærming der det utelukkende ble fokusert på vinterklimatiske betingelser).

I reindriften, som i andre primærnæringer, er det en sammenheng mellom kvaliteten på slakten som leveres og prisen som betales per kg. I reindriften er det nylig blitt vist at verdien av en kalv på 14-15 kg representerer ca. 40 % av verdien til en kalv på over 19 kg (Ressursregnskap for reindriften 2013: 8). I Ressursregnskap for reindriften (2013: 8) står det også at en reduk-

sjon i reintallet er forventet å føre til en økning i kalveproduksjon, slaktestørrelse (slaktevekt) og prisen reineierne får fra slakteriene, for distrikt med høye reintall. Reindriftsforvaltningen vurderer det også slik at reduksjoner i reintall kommer til å medføre reduksjoner i forhold til både driftskostnader (tilsyn, gjeting og tilleggsfôring) og tap av rein (Ressursregnskap for reindriften 2013).

I rapporten til Tveraa m.fl. (2013a) ble det gjort en vurdering av hvordan kjøttproduksjon (dvs. mengde kalveslakt per arealenhet) i reindriften hang sammen med intensiteten på høsting innen kalvesegmentet. Dette ble gjort i et modellrammeverk lik det vi presenterer her der en gitt andel av de fødte kalvene til enhver tid ble sendt til slakt på høsten. I modellen har høstingen en regulerende effekt som fører til reduserte reintettheter, dyr i bedre kondisjon, økt andel simler med kalv og økt overlevelse (Tveraa m.fl. 2013a).

Målet med dette studiet er å modellere effekten av forskjellige høstingsintensiteter på sonenivå for fire flyttesystemer i Finnmark (Karasjok vest og Kautokeino vestre, midtre og østre sone). Dette gir oss mulighet til å evaluere hvilken høstingsintensitet som over tid vil gi maksimal kjøttproduksjonen på sonenivå. Vi vurderer også hvilken reintetthet som vil føre til kalveslakt som er 19 og 20 kg. Arbeidsgruppen for vurdering av kriterier for økologisk bærekraftig reindrift, nedsatt av Landbruks- og matdepartementet (LMD), foreslo at kalveslakt på mellom 17-19 kg burde oppnås for å sikre en bærekraftig reindrift (Anonym 2008). I tillegg har vi, på bakgrunn av modellen, vurdert hvordan et optimalt slakteuttak vil påvirke størrelsen på slaktene og reintall. Til slutt utarbeider vi den økonomiske komponenten i en bio-økonomimodell med utgangspunkt i modellen, slaktestatistikk og pris på sonenivå for de 6 siste årene.

## 2 Materiale og metode

Rapporten er delt i to moduler som presenteres hver for seg. Første del går ut på å modellere hvordan kalveslakt påvirker dyrenes størrelse (og dermed også deres reproduktive suksess og overlevelse) og hvordan dette igjen påvirker lønnsomheten til utøverne. Denne delen er basert på et enkelt populasjonsdynamisk modellrammeverk der forenklinger i forhold til både økologi og økonomi er foretatt. Andre del går ut på å foreta en økonometrisk analyse av statistikk over slaktet rein for å finne ut hvordan priser varierer med reinens (slakte-) størrelse og variabler som f.eks. slakteri, år og sesong (se nedenfor for detaljer).

### 2.1 Populasjonsmodellering

#### 2.1.1 Beskrivelse av modellen

Deler av modellen er beskrevet i Tveraa m.fl. (2013a), men vi presenterer modellen i sin helhet også i denne rapporten ettersom modellen har blitt videreutviklet i forhold til lønnsomhet. Et viktig skille mellom modellen presentert her og den presentert i Tveraa m.fl. (2013a) er at vi nå varierer reintallet for de ulike sonene, samt at vi her presenterer absolutte verdier for kjøttproduksjon i stedet for å vise produksjon per arealenhet.

Vi tok utgangspunkt i en aldersstrukturert modell, en såkalt Lesliemodell (se Caswell 2001, Morris og Doak 2002 for en teoretisk fremstilling, men se f.eks. Henden m.fl. 2009 for en presentasjon av lignende modell) som delvis er parameterisert ved hjelp av data fra ulike flokker, og delvis på bakgrunn av tidligere publiserte arbeider (hentet fra Bårdsen m.fl. 2011, se Vedlegg 1 for detaljer). Modellen har 5 definerte aldersklasser (0 = kalver, 1 = ettåringer, 2 = toåringer, 3 = treåringer og 4 = dyr som er  $\geq 4$  år). Hver aldersklasse opplever ulik reproduksjon ( $R_{0-4}$ ) og overlevelse ( $O_{0-4}$ ) der antallet individer for de ulike klassene ( $n_{0-5}$ ) endrer seg fra et år ( $t$ ) til det neste ( $t+1$ ) på følgende måte (f.eks. Caswell 2001, Morris og Doak 2002):

$$\begin{pmatrix} n_0 \\ n_1 \\ n_2 \\ n_3 \\ n_4 \end{pmatrix} \begin{pmatrix} t+1 \end{pmatrix} = \begin{pmatrix} R_0 & R_1 & R_2 & R_3 & R_4 \\ O_0 & 0 & 0 & 0 & 0 \\ 0 & O_1 & 0 & 0 & 0 \\ 0 & 0 & O_2 & 0 & 0 \\ 0 & 0 & 0 & O_3 & O_4 \end{pmatrix} \begin{pmatrix} n_0 \\ n_1 \\ n_2 \\ n_3 \\ n_4 \end{pmatrix} \begin{pmatrix} t \end{pmatrix}$$

Dette kan på enklere måte beskrives som  $\mathbf{n}(t+1) = \mathbf{A}_t \mathbf{n}(t)$ , der  $\mathbf{n}(t)$  representerer en vektor med antall individer for de ulike aldersklassene innenfor et gitt år ( $t$ ),  $\mathbf{n}(t+1)$  representerer antallet individer innenfor de ulike aldersklassene i det påfølgende året (dvs.  $t+1$ ) og  $\mathbf{A}_t$  representerer overgangsmatrisen for et gitt år der overlevelse og reproduksjon for de ulike aldersklassene er definert (Caswell 2001, Morris og Doak 2002). Overgangsmatrisene representerer kjernene i modellen ettersom de estimerte parameterne for reproduksjon og overlevelse brukes til å 'oversette' de demografiske sammenhengene som vi estimerer fra flokkene til hvordan populasjonen endrer seg et steg frem i tid. Denne typen modeller gjør det dermed mulig å modellere populasjonsdynamikk på bakgrunn av estimerte demografiske prosesser (se Figur 1 for en skjematisk skisse over modellen vår). Det er imidlertid verdt å merke seg at en viktig forutsetning og forenkling i modellen er at vi kun modellerer simlesegmentet av populasjonen (implikasjonen av denne forenklingen er diskutert nedenfor).

Som et utgangspunkt har vi estimert ulike faktorer som påvirker dyrenes størrelse på høsten basert på data fra ulike reinflokker i Finnmark som har blitt fulgt de siste 10 årene (Vedlegg 1). Vi har tatt utgangspunkt i to variabler som er relatert til klimatiske forhold; 1) tidspunkt for vårens ankomst og 2) maksimal planteproduksjon i løpet av vekstsesongen (Tveraa m.fl. 2012, Ballesteros m.fl. 2013, Tveraa m.fl. 2013b). Videre har vi estimert i hvor stor grad tetthet, dvs. totalt antall dyr i vårflokk, på distriktsnivå påvirker dyrenes størrelse (se også Bårdsen m.fl. 2010, Bårdsen og Tveraa 2012), og til sist har vi estimert i hvor stor grad størrelsen på dyrene året før påvirker deres nåværende størrelse (Bårdsen m.fl. 2010, Bårdsen & Tveraa 2012, se Bårdsen m.fl. 2011 for en annen modelltilnærming som tar høyde for negativ tetthetsavhengighet). Avhengig av hvordan størrelsen på dyrene endrer seg over tid, vil også overlevelse og reproduksjon endre seg. Dette innebærer at overgangsmatrisen varierer over tid ( $A_t$ ). Grunnen til dette er at overlevelse og reproduksjon varierer som en funksjon av dyrenes størrelse (Figur 1). Bestandene er dermed regulert gjennom hvordan tetthet påvirker størrelsen på dyrene. Selve beregningen av  $n(t)$  til  $n(t+1)$  ble gjort ved å bruke funksjonen `pop.projection` i biblioteket `popbio` (Stubben og Milligan 2007) for R (R Development Core Team 2012).

Som en del av modellen ble det også gjort en vurdering av lønnsomhet knyttet til endringer i høstingsintensiteten i kalvesegmentet. I denne øvelsen baserte vi oss på sammenhengen mellom nettopriser (pris etter fratrekk av slaktekostnader) og størrelsen på slakt beregnet fra Rein driftsforvaltningens data for reindriftsåret 2011/2012 (se Vedlegg 1 for detaljer).

### 2.1.2 Modellkjøring – Startbetingelser, slaktestrategier og statistiske analyser

Alle simuleringene ble initiert av de samme startbetingelsene bortsett fra at arealet varierte mellom de ulike sonene som ble simulert (Vedlegg 2). Vi benyttet oss av summerte bruttoareal for sommerdistrikter og -siidaer for de ulike sonene. Resultatene våre representerer dermed hva som foregår innenfor disse sonene (Vedlegg 2). Innenfor sonene var høsting og miljøforhold det eneste som varierte mellom de ulike simuleringene, og alle simuleringene ble kjørt i 400 år der vi analyserte og presenterer resultatene fra de siste 20 årene av hver simulering for å fjerne uønskede effekter av startbetingelsene. Vi simulerte dynamikken til 15 populasjoner for hver kombinasjon av høstingsintensitet og miljø. Informasjon presentert i figurene er dermed basert på følgende; først tok vi ut medianverdier hvert år på tvers av alle populasjonene, deretter tok vi ut medianverdiene på tvers av disse årene. Både vårens ankomst og maksimal grønning ble modellert ved å benytte deres respektive gjennomsnittsverdier og standardavvik basert på empiriske data for de siste 10 år. Etter at størrelsen innenfor et gitt år ble oppdatert, ble overlevelse og reproduksjon for de ulike aldersklassene beregnet ut fra denne (Figur 1). Deretter ble overgangsmatrisen ( $A_t$ ) oppdatert, og i etterkant av dette ble høstingen gjennomført.

For hver kjøring simulerte vi 80 ulike høstingsstrategier der hver strategi representerer andelen av et gitt års fødte kalver som ble høstet. De 80 strategiene ble jevnt fordelt fra 0-100 % høsting av kalv (se Vedlegg 1). Høsting i de andre aldersklassene var konstant og satt til 0 % slik at alle dyr som var 1 år eller eldre kun opplevde naturlig mortalitet. Dette betyr at høstingen ikke påvirket verken naturlig overlevelse eller reproduksjon innenfor et gitt år ( $t$ ), men at høsting senket tettheten av dyr ved starten av det påfølgende året ( $t+1$ ): dvs. at  $n(t)$  ble redusert før antallet dyr ett år frem i tid ble beregnet ved hjelp av overgangsmatrisen ( $A_t$ ). Vi valgte å implementere høstingen på denne måten av flere grunner:

- 1) Naturlig dødelighet forekommer i stor grad på serv vinteren (Tveraa m.fl. 2003).
- 2) I de flokkene vi har data fra forekommer høstingen i stor grad etter at vi har registrert kroppsmasse.

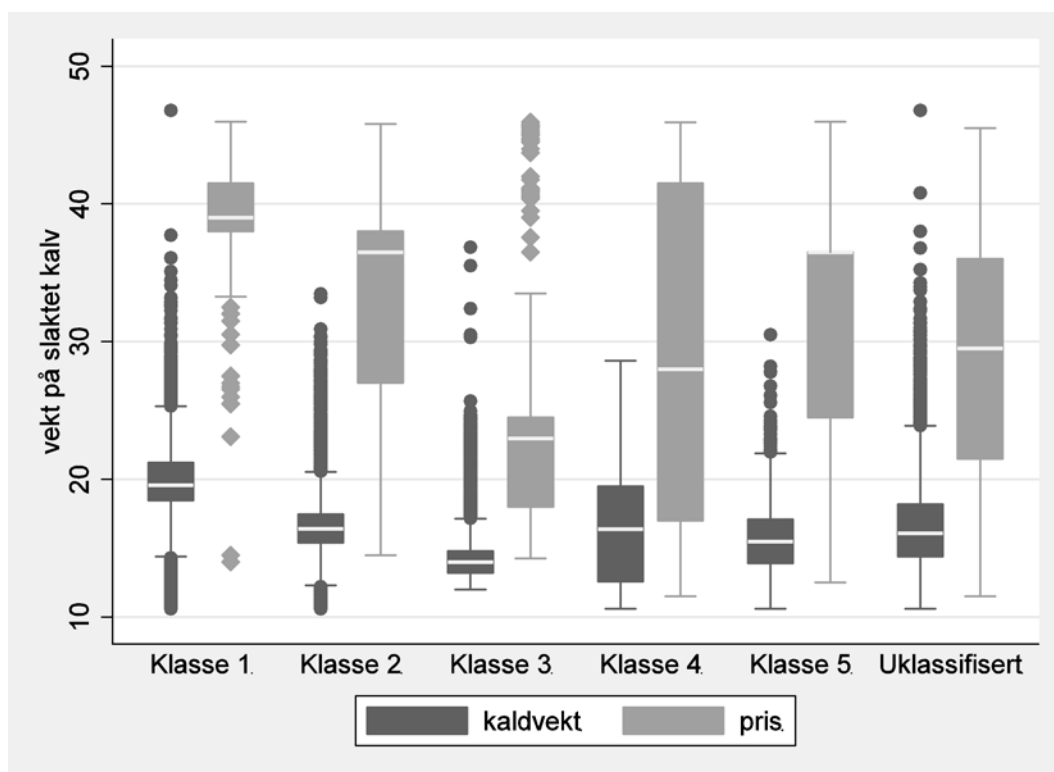
For hver simulering tilpasset vi statistiske modeller der sammenhengen mellom ulike resultatvariabler ble vurdert (f.eks. ble reintall predikert som en funksjon av høstingsintensitet). For hver figur angir de kurvlineære linjene prediksjoner ( $\pm 1$  standardfeil) fra en 'Generalized Additive Model' (GAM) tilpasset dataene ved hjelp av `mgcv` biblioteket (Wood 2012) for R. GAM-modellene ble tilpasset dataene ved å sette `k` til 8, `bs` til "cr" og `gamma` til 1.4 (se Wood 2006 for detaljer). Dette sikrer balanse mellom observert og beregnet grad av ikke-lineæritet.

## 2.2 Statistiske analyser av slakteridata

Det er til sammen 171 674 observasjoner av slaktede dyr (Vedlegg 3 gir en detaljert beskrivelse av grunnlagsdataene). Det vi søker i den økonometriske analysen er å identifisere hvilke faktorer (distrikt, sone, slakteri og slaktestidspunkt, samt alder og størrelse på de slaktede dyrene) som er av størst betydning for å forklare prisvariasjonen i datamaterialet. I dataene opereres det med tre aldersklasser (kalver, 1-åring, og dyr som er to år eller eldre). Dette er en grovere inndeling enn de fem aldersklassene som vi bruker i populasjonsmodellen.

Mens vi i populasjonsmodellen antar at kjøttkvaliteten (og dermed også slaktepris) varierer med gjennomsnittlig størrelse for kalvene, er slakteprisen i virkeligheten avhengig av slakteriets subjektive vurdering av kjøttkvaliteten i hvert enkelt tilfelle. Denne vurderingen dukker opp som en egen variabel (kvalitetsklasse) i slakteridataene. Så langt finnes det ikke noen felles standard for inndelingen av kvaliteten i klasser. Det kan være en grunn til det i noen år, og at noen slakterier opererer med en oppdeling i opptil 5 kvalitetsklasser mens det i de fleste tilfeller brukes en grovere inndeling. Kvalitetsklassene for kalv er som følger: >18 kg (klasse 1), 15-18 kg (klasse 2), 12-15 kg (klasse 3), <12 kg (klasse 4) og en klasse som foruten kassert kjøtt er den dårligste kvalitetsklassen (klasse 5). Andelen slakt som er uklassifisert er også relativt stor.

På bakgrunn av mistanker om feil (feiltastinger, feil på måleutstyr mm.) og at vi ønsket å fjerne slakt der kjøttet ble kassert, ble det totale datasettet redusert slik at fordelingen av slaktestørrelse og bruttopris (pris for slakt inklusive slaktekostnader) i det endelige datasettet ikke inkluderer usannsynlig små og store slakt. Dette innebærer at disse slaktene (vist som punkter i Figur 2) er utelatt fra analysene. En mer detaljert presentasjon av klasseinndelingene er å finne i Vedlegg 3.



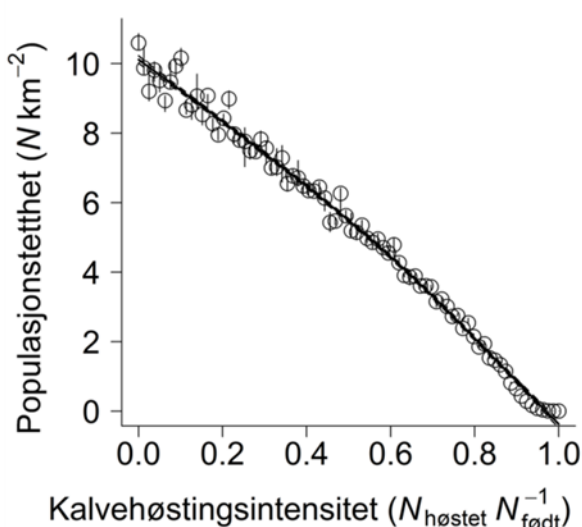
**Figur 2.** Boksplot som viser fordelingen av slaktestørrelse og bruttopris for kalver (skalert slik at 20 kg på y-aksen svarer til 40 kr per kg) for de ulike kvalitetsklassene (Vedlegg 3).

## 3 Resultater

### 3.1 Populasjonsmodellering

Som forventet avtok tettheten av dyr når høstingsintensiteten økte (Figur 3). Disse sammenhengene var like på tvers av sonene fordi sammenhengen er basert på tetthet (dvs. antall dyr per bruttoarealenhet målt i  $\text{km}^2$ ) og ikke faktiske reintall. For en gitt høsting og tetthet varierte reintallet derimot med flere tusen dyr mellom sonene på grunn av ulike arealstørrelser (Tabell 1a).

Størrelsen på dyrene økte ikke-lineært som en funksjon av økte høstingsintensiteter (Figur 4a). For kalvene flater denne sammenhengen ut når høstingen når ca. 90 % (Figur 4a). For de eldre dyrene øker denne sammenhengene ikke-lineært og ser ikke ut til å nå sine respektive øvre terskler (Vedlegg 1) før høstingsintensitetene går mot 100 % (Figur 4a). Årsaken til denne økningen er at dyretettheten synker med økende høstingsintensitet (Figur 3). Tilsvarende går størrelsen på slaktene også ned ettersom bestandstettheten øker (Figur 4b).



**Figur 3.** Sammenhengen mellom høstingsintensitet og tetthet. Responsen angir median og 25-75 % persentiler (barer) for hver årspesifikke medianverdi (disse verdiene kan være basert på data fra mer enn en simulert populasjon) for de siste 20 årene av hver simulering. Tetthet er definert som antallet simler (alle aldre) per brutto sommerareal (Vedlegg 2). Disse sammenhengene var så like på tvers av de ulike sonene at figuren vist her er for Kautokeino midtre sone.

I modellen fremkommer kalveslakt på 19 kg ved en tetthet på 6.5 rein per  $\text{km}^2$ , mens en tetthet på ca. 10 rein per  $\text{km}^2$  forekommer når bestanden utelukkende er regulert av naturlige tetthetsavhengige prosesser (dvs. når ingen høsting forekommer). Man må ned i 5.4 rein per  $\text{km}^2$  for å oppnå kalveslakt på 20 kg (Tabell 1a, Figur 4b), og dersom man ønsker å maksimere produksjon så må kalveslaktene opp på 21.7-22.8 kg som representerer tettheter på 3.1-3.8 rein per  $\text{km}^2$  (Tabell 1a, Figur 4b). Dersom man ønsker å øke størrelsen på slaktene fra dagens nivå til 21.7 kg (som er det laveste estimatet på størrelse som maksimerer produktiviteten) må reintallet reduseres med ca. 17 600 dyr i Kautokeino vest, 20 400 i Kautokeino midtre, 16 000 i Kautokeino øst og 16 800 Karasjok vest (Tabell 1a). Dette representer en nedgang i det totale reintallet for alle fire sonene på litt i overkant av 70 000 dyr, mens en økning av slaktestørrelse til 22.8 kg (dvs. som er det høyeste estimatet på størrelse som maksimerer produktiviteten) fører til en tilsvarende nedgang av reintallet på litt i underkant av 83 000 dyr (Tabell 1a).

Trenden som blir observert for størrelse (Figur 4a) blir videre manifestert i forhold til både overlevelse (dvs. sannsynlighet for å overleve fra et år til det neste dersom vi ser bort fra høsting) og reproduksjon (dvs. antall kalv per simle; Figur 4c-d). Dette er forventet ettersom både reproduksjon og overlevelse er bestemt av størrelsen på dyrene (Figur 1). Det er også forventet at voksenoverlevelse er mer stabil relativt til kalveoverlevelse (Figur 4c).

Kjøttproduksjonen (antall tonn kjøtt) fra kalvesegmentet viste en kurvelineær sammenheng med slakteintensitet (Figur 5a). Denne sammenhengen viser at kjøttproduksjon kan optimaliseres med tanke på kalvehøsting (høstingen optimaliseres når kjøttproduksjonen maksimeres).

En slik optimalisering av kjøttproduksjonen skjer når 66 % av kalvene slaktes på årlig basis, og dette er et funn som gjelder for alle sonene (Tabell 1b). Verdien av slaktene som er basert på nettopris per kg (Vedlegg 1) samt antallet kg kjøtt produsert, viste også en kurvelineær sammenheng med slakteintensitet (Figur 5b). Basert på denne sammenhengen så maksimeres verdiskapningen når 72 % av kalvene høstes (Figur 5b). Selv om det faktiske optimaliseringspunktet varierer en del (~8 %) dersom vi sammenligner de to produksjonsmålene så konkluderer vi med at en optimal høsting forekommer når en betydelig andel av de fødte kalvene høstes på årlig basis. Dersom det overhøstes, dvs. at høstingen går over 66 % for kjøttproduksjon og over 72 % for verdiskapning, så medfører dette at gevinsten synker raskt (Figur 5). Dersom vi oversetter disse tallene til tetthet, vil en tetthet på sommerbeitene på 3.8 rein per km<sup>2</sup> maksimere kjøttproduksjon mens 3.1 rein per km<sup>2</sup> vil maksimere verdiskapning (Tabell 1c). Det er viktig å merke seg at både for høy og for lav høstingsintensitet fører til tapt lønnsomhet og kjøttproduksjon i forhold til hva som er optimalt, og det største tapet foregår dersom det overhøstes (dvs. når det slaktes mer enn det som maksimerer produksjonen; Figur 5).

Bruttopriser og nettopriser var tydelig korrelert for alle slaktedykkategorier<sup>1</sup>, noe som innebærer at det er god grunn til å tro at det mønsteret som er vist på bakgrunn av nettopriser (Figur 5b) også vil være gjeldene for bruttopriser. Det er imidlertid en forskjell mellom brutto- og nettopris som gjør det vanskelig å sammenligne den ene pristypen med den andre (en kompliserende faktor er at den faktiske forskjellen også varierte mellom slaktedykkategori). På bakgrunn av dette sammenligner vi ikke de faktiske verdiene for lønnsomhet mellom modell (som er basert på nettopriser) og offentlige statistikker (som er basert på bruttopriser) selv om vi tror at formen på sammenhengen mellom slakteintensitet og lønnsomhet som vi viser også vil være gyldig for bruttopriser.

I fra Ressursregnskap for reindriftsnæringen (Anonym 2013) viser det seg at utøverne i 3 av de 4 sonene høstet betydelig mindre enn 15 % av de fødte kalvene mens over 24 % av de fødte kalvene ble høstet i Kautokeino øst (Tabell 1c). Som forventet ut fra modellen så var det også i Kautokeino øst at utøverne (Tabell 1c); 1) per dags dato produserte mest kjøtt per arealenhet (mer enn det dobbelt av produksjonen i de andre sonene), og 2) hadde det minste potensialet for å øke kjøttproduksjonen sin ved å implementere en optimal høsting (selv om også denne sonen har mye å vinne på å øke kalvehøstingen).

Ved å følge den høstingsstrategien som gir høyest avkastning, gir modellen forventninger om at kjøttproduksjonen kan økes betydelig sammenlignet med dagens produksjon: På tvers av alle sonene kan kjøttproduksjonen fra kalvesegmentet tredobles mens kjøttproduksjon fra kalve- og simlesegmentet til sammen tilnærmet kan dobles (Tabell 1c). I Kautokeino vest kan kjøttproduksjonen fra kalvesegmentet tredobles (fra 42 til 126 tonn) mens kjøttproduksjon fra både simle- og kalvesegmentet kan dobles (fra 62 til 126 tonn). I Kautokeino midtre sone kan kjøttproduksjonen fra kalvesegmentet firedobles (fra 44 til 174 tonn) mens kjøttproduksjon fra både simle- og kalvesegmentet kan nær tredobles (fra 62 til 174 tonn). I Kautokeino øst kan kjøttproduksjonen fra kalvesegmentet nær dobles (fra 78 til 149 tonn) mens kjøttproduksjon fra både simle- og kalvesegmentet kan økes med en faktor på nær 1.5 (fra 106 til 149 tonn). I Karasjok vest kan kjøttproduksjonen fra kalvesegmentet mer enn firedobles (fra 30 til 129 tonn) mens kjøttproduksjon fra både simle- og kalvesegmentet kan økes med en faktor på over 1.5 (fra 75 til 129 tonn). Husk at vi kun modellerer simlesegmentet (se Materiale og metode, side 10). Antall tonn høstet i modellen som vi presenterer her er derfor ikke direkte sammenlignbar med den totale høstingen, som oppgis i ressursregnskapet, og som inkluderer voksne bukker.

<sup>1</sup> Korrelasjonen mellom brutto- og nettopris var høy for alle dyrekategorier: 0.983 [95 % konfidensintervall (KI) = 0.982-0.984, frihetsgrader (df) = 3457] for dyrekategori S0, 0.980 (95 % KI = 0.976-0.983, df = 472) for dyrekategori S1 og 0.976 (95 % KI = 0.975-0.977, df = 4607) for dyrekategori S2 (Vedlegg 1 & 3 angir detaljer rundt de ulike dyrekategoriene).



**Tabell 1.** Summerte verdier for reintall (a), kjøttproduksjon (b) og dagens situasjon samt effekten av produksjonsoptimalisering (c) for de ulike sonene i Finnmark basert på sammenhengene mellom reintall, slaktestørrelse, høstingsintensitet og produksjon (Figur 3-5) gitt bruttoarealene for sommerbeitene for de ulike sonene (Vedlegg 2). Legg merke til at modellen kun høster kalv, og at verdiene for kjøttproduksjon fra Ressursregnskap for reindriften (2013) er beregnet ut fra prosentvis kalveslakt, antall slakt og størrelsen på kalvene for reindriftsåret 2011/2012 (se nedenfor for detaljer). Produksjonspotensialet representerer det antallet ganger dagens nivå man kan oppnå ved å maksimere produksjon (dvs. en sammenligning av antall tonn kjøtt produsert for modell og statistikk for reindriftsåret 2011/2012).

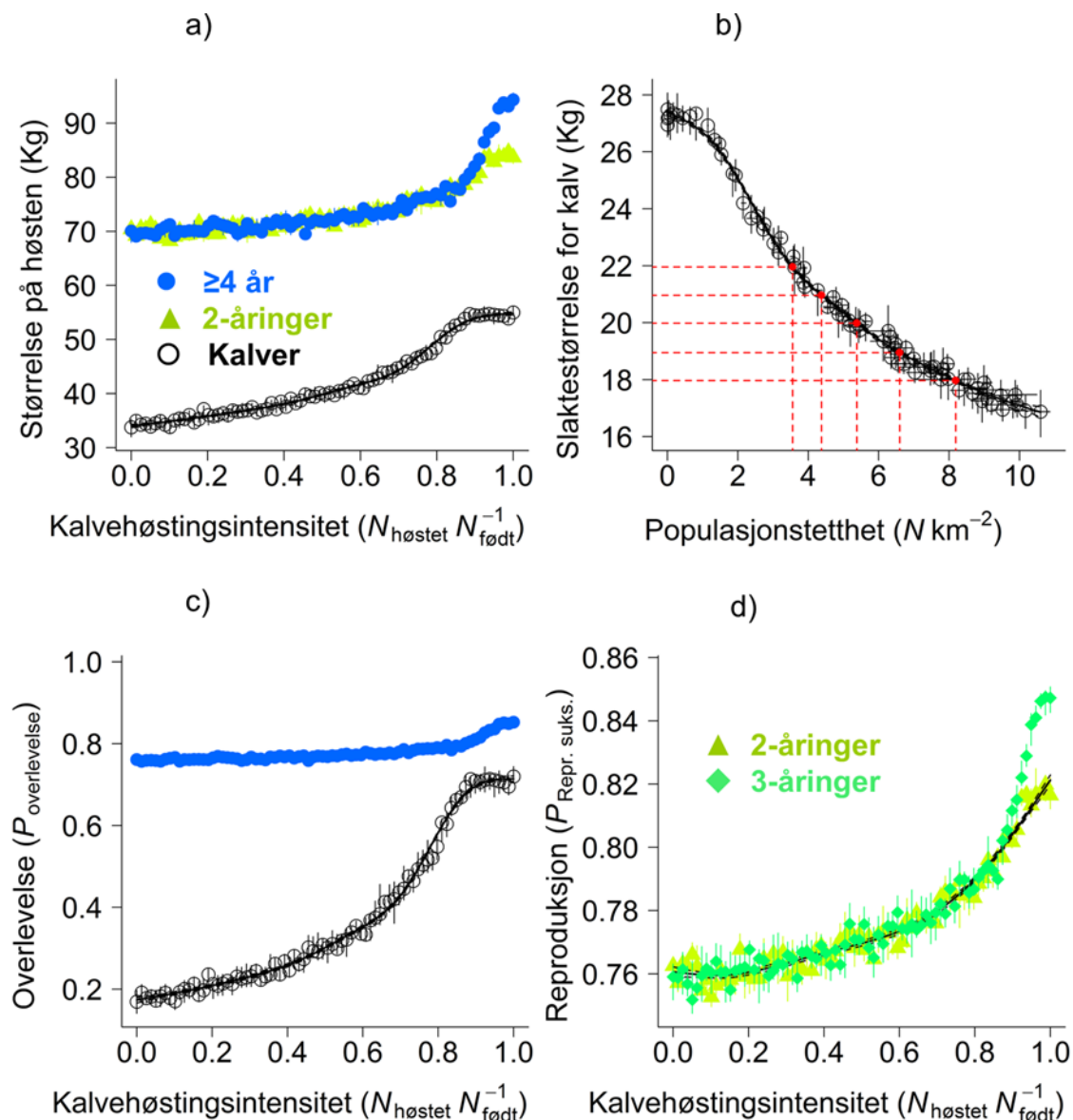
Slaktestørrelse (% høsting)	Kautokeino			Karsjøk	Sum
	vest	midten	øst	vest	
a) Reintall					
Dagens <sup>a</sup>	31619	39893	32699	31126	135337
19 kg (39.50 %) <sup>b</sup>	23912	33346	28519	24469	110245
20 kg (50.75 %) <sup>c</sup>	19865	27703	23693	20328	91588
<b>21.7 kg (66 %)<sup>d</sup></b>	<b>13979</b>	<b>19494</b>	<b>16673</b>	<b>14305</b>	<b>64451</b>
<b>22.8 kg (72 %)<sup>e</sup></b>	<b>11404</b>	<b>15903</b>	<b>13601</b>	<b>11670</b>	<b>52578</b>
b) Kjøttproduksjon (i tonn, modellen høster kun kalv)					
Dagens kjøttproduksjon: Simle + kalv <sup>f</sup>	62.3	62.3	105.9	74.8	305
Dagens kjøttproduksjon: Kalv <sup>g</sup>	42.4	43.9	77.8	29.8	194
19 kg (39.50 %) <sup>b</sup>	94.5	130.5	111.6	96.7	433
20 kg (50.75 %) <sup>c</sup>	112.3	155.4	132.9	115.0	516
<b>21.7 kg (66 %)<sup>d</sup></b>	<b>125.8</b>	<b>174.0</b>	<b>148.8</b>	<b>128.7</b>	<b>577</b>
<b>22.8 kg (72 %)<sup>e</sup></b>	<b>122.1</b>	<b>167.9</b>	<b>143.6</b>	<b>124.9</b>	<b>558</b>
c) Dagens situasjon og effekten av produksjonsmaksimering					
Dagens %-vise høsting av kalv <sup>a</sup>	13.7	11.1	24.2	10.6	14.7
Dagens %-vise høsting av simler <sup>a</sup>	3.5	2.2	4.6	8.0	4.4
Dagens gj. kalveslakterørrelse (kg)	15.8	17.0	17.0	15.5	19.3
Absolutt gevinst: Simle + kalv (tonn)	63.5	111.6	42.9	53.9	271.9
Absolutt gevinst: Kalv (tonn)	83.4	130.1	71.0	98.9	383.4
Produksjonspotensiale: Simle + kalv	2.0	2.8	1.4	1.7	1.9
Produksjonspotensiale: Kalv	3.0	4.0	1.9	4.3	3.0
Dagen kjøttproduksjon: Kalv (kg per km <sup>2</sup> )	11.5	8.6	17.7	7.9	10.3
Modellens kjøttproduksjon: Kalv (kg per km <sup>2</sup> )	34	34	34	34	34

<sup>a</sup>Tall fra Ressursregnskap for reindriften (Anonym 2013): Tabell 3-4 og 7-9 (Vedlegg 1).

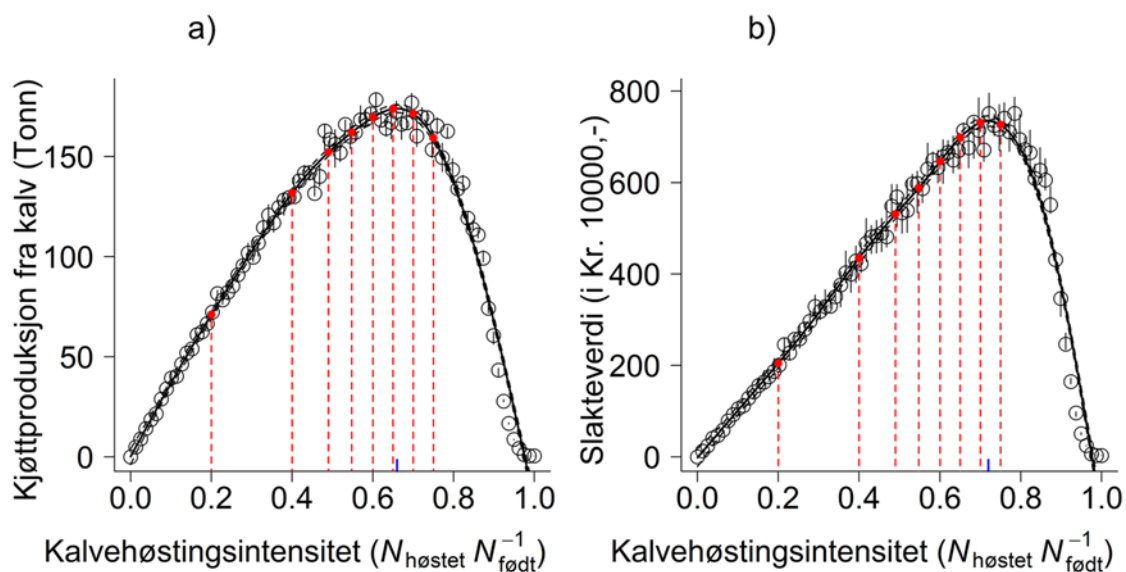
<sup>b-e</sup>Angir slaktestørrelse/kalvehøsting som representerer en tetthet på 6.5 (b), 5.4 (c), 3.8 (d) og 3.1 (e) dyr per km<sup>2</sup> (modellen angir antall simler per brutto sommerareal, mens tallene fra ressursregnskapet angir totalt antall dyr).

<sup>f</sup>Den totale kjøttproduksjon fra simle- og kalvesegmentet ble beregnet ved at vi la sammen kjøttproduksjonen fra kalvesegmentet til den andelen som ble produsert av simlesegmentet (se nedenfor for detaljer). Dette produksjonsmålet representerer dermed total kjøttproduksjon etter at oksene er utelatt. Den totale kjøttproduksjonen, dvs. når bukkene også er tatt med, var for reindriftsåret 2011/2012 på 109, 112, 151 og 136 tonn for henholdsvis Kautokeino vest, midtre og øst samt Karasjøk (Tabell 7 i Ressursregnskap for reindriften 2013: Vedlegg 1).

<sup>g</sup>Kjøttproduksjon fra kalvesegmentet ble beregnet ut fra Ressursregnskap for reindriften (2013: Vedlegg 1) ved at vi beregnet antall kalveslakt ut fra totalt slakteuttak (dvs. det antallet som ble levert til registret slakteribedrift, Tabell 8) og prosentvis kalveslakt (Tabell 8), og deretter ble dette beregnede antallet kalveslakt multiplisert med gjennomsnittlig slaktestørrelse (Tabell 9). Kjøttproduksjon fra simlesegmentet er basert på verdiene for simler fra de samme tabellene som er brukt for kalveberegningene.



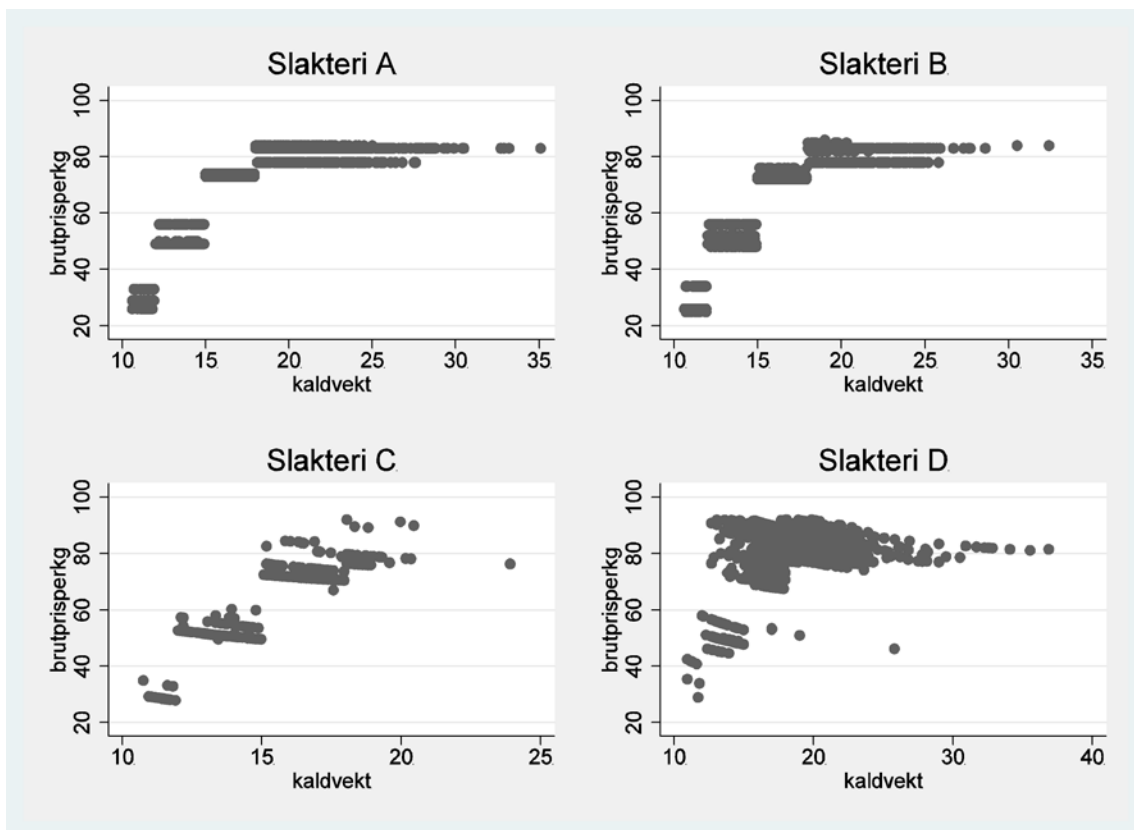
**Figur 4.** Sammenhengen mellom høstingsintensitet og dyrenes størrelse (a), overlevelse (c) og reproduktiv suksess (d) for et utvalg av aldersklassene, samt sammenhengen mellom tetthet og slaktestørrelse (b) som er definert som halvparten av dyrenes levendestørrelse. Stiplede linjer i figur b) angir hvilke tettheter på brutto sommerbeiteareal som gir kalveslakt på 18-22 kg. Disse sammenhengene var så like på tvers av de ulike sonene at vi kun viser sammenhengene for Kautokeino midtre sone. Legg merke til at overlevelse ikke er parametrisert på bakgrunn av data fra Finnmark, men er basert på en tidligere publisert overlevelsesmodell (Bårdsen m.fl. 2011). Andre tekniske detaljer er gitt i figurteksten for Figur 3.



**Figur 5.** Sammenhengen mellom høstingsintensitet og kjøttmengde produsert fra kalve-segmentet (a) og verdien (basert på nettopriser) av kjøttmengden produsert (b). Stiplede vertikale linjer angir høstingsintensiteter på henholdsvis 20, 40, 50, 55, 60, 65, 70 og 75 %, mens de små heltrukne blå linjene (på aksene som angir høstingsintensitet) angir optimaliseringspunktet for kjøttproduksjon (a) og slakteverdien (b). Et optimalt slakteuttak foregår ved 66 % kalveslakt ved maksimering av kjøttmengde (b) og ved 72 % kalveslakt ved maksimering av slakteverdi (b). Disse sammenhengene er illustrert for Kautokeino midtre sone. De faktiske produksjonsnivåene vil variere på tvers av sonene mens formen på sammenhengene er like for alle sonene (se Tabell 1b for størrelser for de andre sonene). Andre tekniske detaljer er gitt i figurteksten under Figur 3.

### 3.2 Statistiske analyser av slakteridata

Vi valgte å bruke dataene for 2007/2008 i en detaljert analyse (se Vedlegg 3 for en redegjørelse av dette). For dette året var det 14 562 observasjoner på brutto slaktepris og størrelse hvor slaktene også var blitt tilegnet en kvalitetsklasse. En statistisk analyse av dette viste at bruttopris per kg økte som en funksjon av størrelsen på slaktene (Figur 6), og variasjonen i bruttopris var først og fremst avhengig av hvordan kjøttet ble bedømt i forhold til kvalitet. Den nest viktigste faktoren viste seg å være slakteriet, som ble etterfulgt av størrelsen på slaktene og til sist påvirket tidspunkt innenfor sesongen. Sonene dukket opp som den minst viktige faktoren i forhold til analysene av bruttopris på kalveslakt (Vedlegg 3).



**Figur 6.** Sammenhengen mellom brutto slaktepris og størrelsen på kalvene (fordelt på de forskjellige slakteriene). Stripene som er synlige i noen av figurene (slakteri A og B) viser at oppdeling med hensyn på kvalitet (som igjen påvirket prisene) var avhengig av hvilket størrelsesintervall de enkelte slaktene tilhørte. I Vedlegg 4 viser vi figurer som illustrerer lignende resultater for andre alders- og kjønnssklasser.

## 4 Diskusjon

### 4.1 Populasjonsmodellering

Økt høsting førte til reduserte tettheter og dermed økt reproduksjon/overlevelse og økt vekstpotensial i reinpopulasjonene. Effekten av høstingen på produktiviteten (dvs. lønnsomhet og kjøttproduksjon) var positiv frem til en terskel der 66-72 % av kalvene ble høstet på årlig basis. På bakgrunn av dette konkluderer vi med at en optimalisering av produksjonen i reindriften kan oppnås gjennom intensiv kalvehøsting. Lønnsomheten avtok både ved for høy og for lav høstingsintensitet i relasjon til det optimale, men denne reduksjonen var imidlertid størst dersom man overhøstet.

#### 4.1.1 Effekter på lønnsomhet

Om vi ser på summerte verdier på tvers av sonene tyder modellen på at kjøttproduksjonen fra kalvesegmentet kan tredobles (fra 194 til 577 tonn) mens kjøttproduksjon fra kalve- og simlesegmentet til sammen tilnærmet kan dobles (fra 305 til 577 tonn). Selv i Kautokeino øst, som er den sonen med det laveste produksjonspotensialet, antyder modellen at kjøttproduksjonen fra kalvesegmentet kan økes med over 70 tonn. I Kautokeino midtre sone som er den sonen som i absolutt forstand har det største potensialet, kan kjøttproduksjonen fra kalvesegmentet økes med 130 tonn. Det kan være verdt å merke seg at våre beregninger av dagens kjøttproduksjon fra simlesegmentet er basert på gjennomsnittlige slaktestørrelser for simler over 2 år. Dette gir et optimistisk mål på dagens kjøttproduksjon siden de yngre simlene (1-2 år gamle) er 3-7.5 kg mindre enn de eldre simlene (Ressursregnskap for reindriftsnæringen 2013: 38). Dette betyr at sammenligningene mellom modell og dagens verdier er konservative siden de beregnede verdiene for dagens kjøttproduksjon fra simlesegmentet antar at alle slaktede simler er over 2 år gamle.

Vedvarende høy beitebelastning på lavbeitene i indre Finnmark (Tømmervik m.fl. 2004), og sein gjenvækst hos lav (Kumpula m.fl. 2000, Tømmervik m.fl. 2012), kan tilsa at våre estimater er konservative ettersom begrenset tilgang på lav på vinterbeitene ser ut til å redusere andelen simler som produserer kalv (Kojola m.fl. 1995). Erfaringer fra Kautokeino viser at reduksjonen i reintallet fra 110 000 dyr på begynnelsen av 1990-tallet til 62 000 dyr i 2001 (Tømmervik m.fl. 2011, 2012) førte til at reinlavenes biomasse på de åpne rabbene tok seg opp fra 17 g/m<sup>2</sup> i 1998 til 63 g/m<sup>2</sup> i 2005. I tidsrommet 2005-2010 som var en periode med høye reintall, ble lavbiomassen på de åpne rabbene redusert med 30 % (biomassen var på 44 g/m<sup>2</sup> i 2010). For rabber som ligger i le og er beskyttet fra beiting på grunn av snø, og lavbeiter i skog økte biomassen fra 69 g/m<sup>2</sup> i 1998 til 234 g/m<sup>2</sup> i 2005, men også her forekom det en tilbakegang i perioden 2005-2010 (i 2010 var biomassen 217 g/m<sup>2</sup>). I Karasjok opplevde de mer eller mindre den samme utviklingen: Reinlavenes biomasse på de åpne rabbene økte fra 25 g/m<sup>2</sup> i 1998 til 96 g/m<sup>2</sup> i 2005, mens lavbiomassen på de åpne vindrabbene ble redusert med 44 % i perioden 2005-2010 (til 54 g/m<sup>2</sup> i 2010). For rabber som ligger i le og lavbeiter i skog økte biomassen fra 51 g/m<sup>2</sup> i 1998 til 175 g/m<sup>2</sup> i 2005 mens det var en marginal tilbakegang i perioden 2005-2010 (til 172 g/m<sup>2</sup> i 2010; Tømmervik m.fl. 2011). Endringer i reintallet påvirker biomassen av både grønne planter og lav, men på grunn av tidsforsinkelser i samspillet mellom reintall og vegetasjon (Tømmervik m.fl. 2011, 2012) burde fremtidig overvåking av både reintall og beitegrunnlaget ta hensyn til dette.

Effekten av høstingen på produktiviteten (dvs. lønnsomhet og kjøttproduksjon) var positiv frem til en terskel der 66-72 % av kalvene høstes årlig. Dersom høstingsratene intensiveres ut over denne terskelen, vil produktiviteten reduseres. Reduksjonen i produktivitet skyldes da ikke lav reproduksjon/overlevelse, men at det er for få produksjonsdyr til å kunne utnytte kapasiteten på beitene. Overhøsting innebærer med andre ord at økt reproduksjon og overlevelse ikke lengre resulterer i et økt potensial for uttak. Lav høstingsintensitet, dvs. når færre enn 66-72 % av kalvene høstes, førte også til nedsatt produktivitet. Her går produktiviteten ned på grunn av økte

reintall. Dermed blir reinbestandene i økende grad regulert av naturlige prosesser i stedet for at de reguleres gjennom høsting. På en forenklet måte kan man si at fravær av effektiv høsting fører til at naturen "høster" av overskuddet i stedet for at utøverne gjør det.

Denne konklusjon er grovt sett også understøttet av "Kriterieutvalget" nedsatt av LMD som sier at: "I områder der uttaket ligger mellom 50 og 60 % og med hovedvekt på kalve- og bukke-slakt, og der man kun har påsett av produksjonsdyr, er produktivitet og kalvetilvekst meget høy" (Anonym 2008: 8).

#### 4.1.2 Effekter på slaktestørrelser

Gjennomsnittsstørrelsen på de siste publiserte kalveslaktene var på henholdsvis 17 kg (Kautokeino øst og midtre sone), 15.8 kg (Kautokeino vest), 15.5 kg (Karasjok vest) og 19.3 kg for hele reindriften totalt sett (Ressursregnskap for reindriften 2013: 38). I tillegg så har størrelsen på kalveslaktene i Finnmark gått ned over tid (Tveraa m.fl. 2013a: deres Figur 5b). På bakgrunn av blant annet anbefalingene fra "Kriterieutvalget", er kalveslakt med et gjennomsnitt på 17-19 kg satt som et mål for å oppnå økologisk bærekraftige reintall (se Ressursregnskap for reindriften 2013: 19-20). For å oppnå størst grad av lønnsomhet i næringen viser modellen at kalveslaktene bør økes til 21.7-22.8 kg, men selv kalveslakt på 19 kg vil i følge modellen føre til en betydelig økt lønnsomhet. At kalvene bør være større enn 19 kg for å oppnå bedre lønnsomhet er også noe vi finner støtte for i tidligere studier fra Finnmark (Tveraa m.fl. 2012, 2013a).

#### 4.1.3 Optimal høsting og reintall

Dersom man ønsker å redusere reintallet slik at man oppnår en optimal høsting må reintallet ned på et nivå på mellom 64 451 og 52 578 dyr, som igjen representerer tettheter på 3.8-3.1 dyr per km<sup>2</sup> bruttoareal på sommerbeitene. For å oppnå dette må reintallet reduseres med mellom 70 886 og 82 759 dyr totalt for de fire sonene<sup>2</sup>, og da vil det i følge modellen føre til at talmengden kjøtt øker med en faktor på ca. 2 (fra 305 tonn til i underkant av 580 tonn).

Om en tar utgangspunkt i en høsting som gir kalveslakt på 20 kg, dvs. en høstingsintensitet som er betydelig lavere enn det som er antatt som optimalt i modellen (Tabell 1a) så tilsier det at tettheten av dyr bør være på 5.4 dyr per km<sup>2</sup>. Det tilsier at reintallet må ned til (differansen angitt i parenteser): 19 865 (11 754) i Kautokeino vest, 27 703 (12 190) i Kautokeino midtre, 23 693 (9 007) i Kautokeino øst og 20 328 (10 798) i Karasjok vest. Dersom vi summerer opp disse tallene på tvers av sonene så betyr det at reintallet må ned til 91 588 dyr som representerer en reduksjon på litt i underkant av 44 000 dyr i forhold til dagens reintall. Dette gjør at totalmengden kjøtt produsert er forventet å øke med en faktor på ca. 1.7 fra 305 tonn til 516 tonn. Selv en økning av kalveslaktene fra dagens nivåer (15.5-17 kg) til 19-20 kg krever altså en betydelig reduksjon av reintallet, men dette kommer til å gi gevinster i form av økt kjøttproduksjon og lønnsomhet for utøverne.

#### 4.1.4 Effekter på kondisjon, overlevelse og reproduksjon

For å forstå hvorfor effekten av høsting ikke er lineær, er det viktig å forstå at i modellen har økt høsting en indirekte effekt på dyrenes kroppskondisjon gjennom en reduksjon i tetthet. Videre er sammenhengene mellom dyrenes størrelse og overlevelse/reproduksjon ikke-lineære. En høstingsindusert økning i størrelse har dermed potensielt sett en kraftig effekt på populasjonsdynamikken siden økt overlevelse og reproduksjon har direkte effekter på populasjonenes vekstrater. Et moment knyttet til modellen som er gjeldene for høye høstingsintensiteter, er at vi satte en nedre terskel på 15 kalver for når det ble høstet (Vedlegg 1). Det vil si at under høy

<sup>2</sup> Basert på summerte bruttoarealstørrelser (Vedlegg 2) og reintall (Tabell 1a) så gir dette følgende tettheter: 8.60, 7.78, 7.45 og 8.27 dyr per km<sup>2</sup> i henholdsvis Kautokeino vest, midten og øst samt Karasjok vest. På tvers av sonene gir dette en tetthet på 7.98 dyr per km<sup>2</sup>.

høstingsintensitet oppførte alle strategiene seg likt i de årene der  $\leq 15$  kalver fødes. Terskelen på 15 kalver var satt ut fra en forventning om at utøvere med få dyr ikke er villige til å slakte i like stor utstrekning som de med mange dyr (Næss m.fl. 2012). I fravær av denne terskelen ville de mest ekstreme høstingsstrategiene ført til ekstinksjoner (som vil si at bestandene dør ut). Selv om samspillet mellom høsting og populasjoners levedyktighet er komplekst, er grunnprinsippene i dette samspillet nokså enkle i modellen vår. Økt høsting fører til redusert tetthet, mindre konkurranse om beitene, økt kroppsmasse, økt reproduksjon/overlevelse og økt vekstpotensial i populasjonene. I tillegg vil økt masse på både simler og på fjorårskalver som brukes som framtidige produksjonsdyr føre til at de i større grad klarer seg bedre mot rovdyr og dermed kan en forvente reduserte rovdyr tap slik som erfaringene fra øst i Finnmark viser (Ressursregnskap for reindriftsnæringen 2013).

#### 4.1.5 Modellforutsetninger

Som for alle modeller, så baserte vår modell seg på et sett med mer eller mindre realistiske forutsetninger. Den mest opplagte forenklingen er at vi, på lik linje med majoriteten av de som bruker matrisemodeller, kun følger ett av kjønnene (men se Tahvonen m.fl. 2014 for et nylig eksempel på rein der begge kjønn inkluderes). Det at vi kun inkluderer simlene gjør at vi forutsetter at oksene ikke påvirker systemet vårt f.eks. gjennom å begrense simlenes drektighet eller at de nevneverdig påvirker populasjonsdynamikken gjennom å bidra til økt konkurranse om beitene. Dette er selvsagt en antakelse som ikke stemmer med virkeligheten, men i reindriften er det kun et fåtall okser som får overleve frem til brunsten (Ressursregnskap for reindriftsnæringen 2013). Dette betyr at oksene kun i liten utstrekning er med på å bidra til negativ tetthetsavhengighet. Dette har for øvrig også vist seg å stemme bra i andre systemer der en større del av bestanden består av voksne hanndyr. Det at vi kun inkluderer simler i modellen er grunnen til at sammenligningen mellom Ressursregnskap for reindriftsnæringen (2013) og modellen er basert på beregninger der oksene er utelatt (med unntak av oksekalver). En annen viktig forutsetning er at vi antar at ingen voksne dyr slaktes selv om høsting i voksenalderen i teorien reduserer tettheten på beitene i like stor grad som kalvehøsting. Den primære grunnen til at vi valgte å implementere modellen slik, er at en utelukkende høsting av kalv er det som maksimerer kjøttproduksjonen. Dersom vi f.eks. antar 8.5 % voksenalakt så fører dette til en kjøttproduksjon på ca. 20 kg per km<sup>2</sup> (Tveraa m.fl. 2013). Dette er en betydelig lavere kjøttproduksjon enn ca. 34 kg per km<sup>2</sup> som er det vi fant når ingen voksenalakt foregår.

Vi tar ikke høyde for eventuelle evolusjonære effekter av høsting. Dette er sannsynligvis ikke en nevneverdig svakhet for de mindre intensive høstingsregimene, men det er grunn til å forvente at selektiv høsting av små dyr vil ha positiv innvirkning på dyrenes evne til å motvirke negative klimahendelser (se Bårdsen m.fl. 2011 for et eksempel på rein, mens Olsen m.fl. 2004 viser et eksempel fra fiskeriene). Det jobbes imidlertid med en modell der effektene av dette vil bli evaluert (Bårdsen, upublisert). Videre baserer samtlige estimer seg på data fra individer mens modellen vår tar utgangspunkt i gjennomsnittsverdier for ulike aldersklasser. Selv om de absolutte verdiene i modellen ikke alltid samsvarer fullstendig med hva vi observerer i de empiriske studiene våre, så stemmer mønstrene som framkommer av modellen bra med forventningene. For eksempel ser vi at reinen i Sør-Trøndelag og lengst øst i Finnmark, hvor det høstes intensivt, er større enn reinen i Karasjok og Kautokeino hvor det høstes lite (Bårdsen m.fl. 2010, Bårdsen og Tveraa 2012, Tveraa m.fl. 2012, 2013a). Vi mener at det viktigste i denne sammenheng er at modellen gir klare anbefalinger for hvilke høstingsrater og tettheter som reindriften bør sikte seg inn mot. Ved effektiv overvåkning av et utvalg av reinflokker hvor et mer intensivt høstingsregime innføres, kan estimatene fra modellen justeres etter hvert som mer kunnskap samles inn. Etter hvert som mer informasjon blir tilgjengelig, vil modellen kunne videreutvikles slik at den også kan gi anbefalinger om hvordan høstingen i voksenalderen kan optimaliseres.

Et annet moment er at kalvenes sannsynlighet for å overleve ikke var i nærheten av den terskelen som var satt for overlevelse. Teoretisk maksimal overlevelse for kalv var satt til 0.95



mens øvre terskel for overlevelse i modellen i praksis bare var på ca. 0.70. Dette skyldes at terskelen for hvor stor kalvene kunne bli var mye lavere i dette studiet sammenlignet med det studiet der overlevelsmodellen er hentet fra (Bårdsen m.fl. 2011). Kalveproduksjonen var også langt under de nivåene som har blitt dokumentert i tidligere studier (se f.eks. Bårdsen m.fl. 2010, Bårdsen og Tveraa 2012). Til dels henger dette sammen med at det ble satt øvre terskler for hvor store dyrene kunne bli (Vedlegg 1) og til dels henger det sammen med at modellen opererer med snittverdier for ulike aldersklasser mens de empiriske estimatene vi sammenligner med gjelder for enkeltindivider. I modellen opererer vi dermed med lavere verdier for både reproduksjon og til dels også overlevelse. Gitt at våre terskler er definert som for lave, fører dette til en potensiell populasjonsvekst som er lavere enn det den i realiteten er. De populasjonsdynamiske mønstrene som kommer ut av modellen stemmer allikevel bra med reelle verdier: Maksimal tetthet i Tveraa m.fl. (2007: deres Figur 3) var f.eks. på ca. 7 dyr per km<sup>2</sup>, og selv om maksimal tetthet i modellen vår var høyere (ca. 10 dyr per km<sup>2</sup>) så kreves det nokså lave høstingsintensiteter for å få tettheter på 7-8 dyr per km<sup>2</sup> i modellen (se også Kumpula m.fl. 1998: deres Figur 2 og 4). For øvrig har det tidligere blitt poengtert at reintetthet per arealenhet vil variere som en følge av beitens kvalitet. Forskjeller i kvalitet på beiten i de distriktene som vi har data fra, kan i så måte avvike fra andre distrikter i Finnmark. De estimerte sammenhengene (størrelse og reproduktiv suksess) er imidlertid basert på flokker fra distrikter med ulike naturgitte forhold så vi forventer at dette ikke skal være et stort problem.

I matrisemodeller blir det ofte tatt høyde for aldersspesifikk mortalitet hos avkom ved at reproduksjonskoeffisientene blir multiplisert med overlevelseskoeffisientene siden de ulike verdiene for  $R_{0-5}$  i overgangsmatrisen strengt tatt er et mål på hvor mange kalver et dyr i en gitt aldersklasse i gjennomsnitt bidrar med til neste års bestand (Caswell 2001). Dette ble ikke gjort i vår modell ettersom estimert reproduktiv suksess fra flokkene er en sammenblanding av reproduksjon samt vår- og sommerdødelighet hos kalvene (se oversikt over merketidspunkt i Bårdsen og Tveraa 2012: Supplement S1). I mangel på informasjon om hvordan overlevelsen varierer over ulike sesonger, antar vi at simler som blir observert med en kalv i et gitt år bidrar med denne kalven til neste års populasjon (dvs. at reproduktiv suksess presentert i Vedlegg 1 også tar høyde for kalvenes vinteroverlevelse). Dette er en urealistisk forutsetning siden vi vet at mye av mortaliteten foregår på våren og senvinteren (Tveraa m.fl. 2003). I mangel av slike estimater så er vi overoptimistiske med tanke på den reproduktive verdien av en kalv på høsten, men dette har ikke mye å si for de mer intensive høstingsintensitetene ettersom mange av kalvene da blir fjernet gjennom høsting uansett. Det betyr at effekten av kalvehøsting på tetthet sannsynligvis ville blitt enda sterkere dersom vi hadde implementert en slik effekt i modellen.

For å oppsummere så er modellen sannsynligvis konservativ i den forstand at effekten av høsting trolig er enda sterkere i virkeligheten enn det vi beregner ut fra modellen. Det er fordi høstingsindusert reduksjon av tetthet sannsynligvis påvirker reproduksjon og overlevelse enda sterkere i virkeligheten enn det vi ser i modellverdenen (gjennom de terskelverdier vi definerte ut fra Finnmarksdataene). I tillegg forventes reduserte reintall å medføre at lavbeitene tar seg opp igjen i de fleste distrikter og siidaer slik de gjorde da reintallene var lave rundt årtusenskiftet (Tømmervik m.fl. 2011, 2012). Dette vil ytterligere gi en positiv "feedback" virkning som kan føre til ytterligere økt overlevelsesevne, økte slaktestørrelser og økt produksjon.

## 4.2 Statistiske analyser av slakteridata

Variasjonen i bruttopris var først og fremst avhengig av hvordan kjøttet ble bedømt i forhold til kvalitet. Ettersom kvaliteten samvarierer sterkt med størrelse (særlig for kalvene) er det ikke rart at slaktestørrelse er en viktig prisdriver i reindriften. Det var mer overraskende at hvilket slakteri som det leveres til var en viktig forklaringsvariabel i forhold til pris. Det kan enten ha sammenheng med forskjellig prispolitikk blant de største firmaene (slakteri A, B og C) eller mangel på entydighet i prispolitikken mellom de resterende 23 firmaene (som alle ble inkludert under slakteri D som ble brukt som en oppsamlingsvariabel i analysene).



Datamaterialet vi regnet på var begrenset i og med at vi kun inkluderte data fra 2007 (september) til 2008 (mars). Dette ble gjort på bakgrunn av at det manglet observasjoner for kvalitetsvariabelen for de resterende årene. Et alternativ som kunne blitt benyttet ville være å sammenligne priser og kvalitetsobservasjoner på tvers av ulike år/sesonger slik at større deler av datasettet kunne blitt benyttet. Det mest interessante, derimot, ville vært å identifisere de eventuelt manglende indikatorene for kvalitetsklasse utfra hvilken pris de har relativt til andre prisobservasjoner i nærmeste tid og rom. Det finnes flere metoder for å estimere slike såkalte skjulte diskrete variable.

### 4.3 Konklusjon

Våre simuleringer viser at en høstingsindusert reduksjon i reintetthet fører til større simler med større kapasitet til å produsere kalv. Kalvene som fødes får også større overlevelsessjanser når konkurransen om beitemark reduseres. Dette har utvilsomt en positiv innvirkning på både mengden kjøtt som produseres, og på lønnsomheten i næringen. En høstingsstrategi der 66-72 % av kalvene høstes står i stor kontrast til dagens driftsform for de fleste distriktene i Finnmark spesielt, og i Norge, Sverige og Finland generelt. Derfor må vi være forberedt på at resultatene som er presentert i denne rapporten vil bli mottatt med skepsis hos enkelte selv om andre studier langt på vei foreslår et kalveuttak på samme nivå eller høyere enn det som vi finner (Tahvonen m.fl. 2014: deres tabell 2).

Det vil spesielt være nærliggende å kritisere konklusjonene fordi modellen er basert på den kunnskapen som vi har om reindriften per i dag. Den er, som vi har diskutert over, på noen områder mangelfull. For å imøtegå denne kritikken, er det naturlig at det etableres et adaptivt overvåkningsprogram som effektivt fanger opp hvordan forvaltningsmessige tiltak, knyttet til en reintallsreduksjon, påvirker utviklingen i størrelse, kalveproduksjon og produktiviteten i reindriften. Denne informasjonen kan senere inkluderes i modellapparatet, slik at både estimer og forventninger kan oppdateres underveis. En slik strategi er helt i tråd med internasjonale anbefalinger med hensyn til effektiv forvaltning og overvåkning (Lindenmayer og Likens 2012), og sikrer at forvaltningsmessige mål og modellapparat raskt kan oppdateres etter hvert som ny kunnskap erverves. Innhenting av felldata fra reindriften er kostbart, men det synes nødvendig gitt de store faglige uenighetene som verserer mellom ulike aktører knyttet til næringen.

En slik overvåkning er spesielt viktig med tanke på den sterke tidsforsinkelsen i mange økologiske prosesser knyttet til reindriften. De to viktigste faktorene er trolig en reduksjon av lavresursene på vinterbeitene og en aldring ("forgubbing") i simleflokkene som en følge av høyt reintall og påfølgende lav kalveproduksjon. Det er derfor ikke gitt at en rask høstingsindusert reduksjon i reintallet, dvs. over noen få år, vil gi en umiddelbar positiv respons i produktiviteten i simleflokkene. Dette er forhold som det vil være nødvendig å forstå og formidle på en god måte dersom forvaltningsmessige tiltak skal ha legitimitet i næringen.

## 5 Referanser

- Stortingsmelding nr. 9 (2011-2012). 2011. Landbruks- og matpolitikken: velkommen til bords. Det kongelige Landbruks- og matdepartement. 301 s.
- Adams, L. G. 2005. Effects of maternal characteristics and climatic variation on birth masses of Alaskan caribou. *Journal of Mammalogy* 86:506-513.
- Anonym. 2008. Kriterier/indikatorer på økologisk bærekraftig reintall. Landbruks- og matdepartementet. 12 s.
- Anonym. 2013. Ressursregnskap for reindriftsnæringen. Reindrifftsforvaltningen. 105 s.
- Ballesteros, M., B.-J. Bårdsen, P. Fauchald, K. Langeland, A. Stien og T. Tveraa. 2013. Combined effects of long-term feeding, population density and vegetation green-up on reindeer demography. *Ecosphere* 4:article 45.
- Bates, D., M. Maechler og B. Bolker. 2012. lme4: linear mixed-effects models using Eigen and R package version 0.999999-0.
- Bonenfant, C., J. M. Gaillard, T. Coulson, M. Festa-Bianchet, A. Loison, M. Garel, L. E. Loe, P. Blanchard, N. Pettorelli, N. Owen-Smith, J. Du Toit og P. Duncan. 2009. Empirical evidence of density-dependence in populations of large herbivores. s. 313-357 i *Advances in Ecological Research*, Vol 41.
- Brøseth, H. og M. Tovmo. 2012. Antall familiegrupper, bestandsestimat og bestandsutvikling for gaupe i Norge i 2012 Trondheim, Norway. 22 s.
- Brøseth, H., M. Tovmo og R. Andersen. 2012. Yngleregistreringer av jerv i Norge i 2012. Trondheim, Norway. 21 s.
- Bårdsen, B.-J. 2009. Risk sensitive reproductive strategies: the effect of environmental unpredictability. PhD avhandling. Institutt for biologi, Universitet i Tromsø 157 s.
- Bårdsen, B.-J. 2011. Distriktsvis vurdering av reintall for Øst- og Vest-Finnmark på bakgrunn av ressursregnskapsdata. Intern rapport til Landbruks- og matdepartementet. 88 s.
- Bårdsen, B.-J., P. Fauchald, T. Tveraa, K. Langeland, N. G. Yoccoz og R. A. Ims. 2008. Experimental evidence for a risk sensitive reproductive allocation in a long-lived mammal. *Ecology* 89:829-837.
- Bårdsen, B.-J., J.-A. Henden, P. Fauchald, T. Tveraa og A. Stien. 2011. Plastic reproductive allocation as a buffer against environmental stochasticity - linking life history and population dynamics to climate. *Oikos* 20:245-257.
- Bårdsen, B.-J. og T. Tveraa. 2012. Density dependence vs. density independence - linking reproductive allocation to population abundance and vegetation greenness. *Journal of Animal Ecology* 81:364-376.
- Bårdsen, B.-J., T. Tveraa, P. Fauchald og K. Langeland. 2010. Observational evidence of a risk sensitive reproductive allocation in a long-lived mammal. *Oecologia* 162:627-639.
- Caswell, H. 2001. Matrix population models: construction, analysis, and interpretation. Second edition. Sinauer Associates. 722 s.
- Clutton-Brock, T. H., I. R. Stevenson, P. Marrow, A. D. MacColl, A. I. Houston og J. M. McNamara. 1996. Population fluctuations, reproductive costs and life-history tactics in female Soay sheep. *Journal of Animal Ecology* 65:675-689.
- Diamond, J. M. 1982. Man the exterminator. *Nature* 298:787-789.
- Eberhardt, L. L., P. J. White, R. A. Garrott og D. B. Houston. 2007. A seventy-year history of trends in Yellowstone's northern elk herd. *Journal of Wildlife Management* 71:594-602.
- Fauchald, P., R. A. Ims, T. Tveraa og N. G. Yoccoz. 2004a. Reindrifftsforskningen: et bidrag til bærekraftig reindrift? NINA Årsmelding 2004: s. 12-13

- Fauchald, P., T. Tveraa, C. Henaug og N. Yoccoz. 2004b. Adaptive regulation of body reserves in reindeer, *Rangifer tarandus*: a feeding experiment. *Oikos* 107:583-591.
- Fauchald, P., T. Tveraa, N. G. Yoccoz og R. A. Ims. 2004c. En økologisk bærekraftig reindrift - hva begrenser naturlig produksjon og høsting. NINA Fagrapport 76. 35 s.
- Festa-Bianchet, M. 1998. Condition-dependent reproductive success in bighorn ewes. *Ecology Letters* 1:91-94.
- Gaillard, J. M., M. Festa-Bianchet og N. G. Yoccoz. 1998. Population dynamics of large herbivores: variable recruitment with constant adult survival. *Trends in Ecology & Evolution* 13:58-63.
- Gaillard, J. M., M. Festa-Bianchet, N. G. Yoccoz, A. Loison og C. Toïgo. 2000. Temporal variation in fitness components and population dynamics of large herbivores. *Annual Review of Ecology and Systematics* 31:367-393.
- Hausner, V. H., P. Fauchald, T. Tveraa, E. Pedersen, J. L. Jernsletten, B. Ulvevadet, R. A. Ims, N. G. Yoccoz og K. A. Brathen. 2011. The ghost of development past: the impact of economic security policies on Saami pastoral ecosystems. *Ecology and Society* 16(3):4.
- Henden, J.-A., N. G. Yoccoz, R. A. Ims, B.-J. Bårdsen og A. Angerbjörn. 2009. Phase-dependent effect of conservation efforts in cyclically fluctuating populations of arctic fox (*Vulpes lagopus*). *Biological Conservation* 142:2586-2592.
- Herfindal, I., H. Brøseth, M. Kjørstad, J. D. C. Linnell, J. Odden, J. Persson, A. Stien og T. Tveraa. 2011. Modelling av risikobasert erstatning for tap av tamrein til rovvilt - En vurdering av ulike datasetts egnethet. NINA Minirapport 329:. 24 s.
- Hewison, A. J. M., J. M. Gaillard, J. M. Angibault, G. Van Laere og J. P. Vincent. 2002. The influence of density on post-weaning growth in roe deer *Capreolus capreolus* fawns. *Journal of Zoology* 257:303-309.
- Hobbs, N. T., H. Andrén, J. Persson, M. Aronsson og G. Chapron. 2012. Native predators reduce harvest of reindeer by Sámi pastoralists. *Ecological Applications* 22:1640-1654.
- Jackson, J. B. C., M. X. Kirby, W. H. Berger, K. A. Bjørndal, L. W. Botsford, B. J. Bourque, R. H. Bradbury, R. Cooke, J. Erlandson, J. A. Estes, T. P. Hughes, S. Kidwell, C. B. Lange, H. S. Lenihan, J. M. Pandolfi, C. H. Peterson, R. S. Steneck, M. J. Tegner og R. R. Warner. 2001. Historical overfishing and the recent collapse of coastal ecosystems. *Science* 293:629-638.
- Kjellander, P., J. M. Gaillard og A. J. M. Hewison. 2006. Density-dependent responses of fawn cohort body mass in two contrasting roe deer populations. *Oecologia* 146:521-530.
- Kojola, I., Helle, T., Niskanen, M. & Aikio, P. 1995. Effects of lichen biomass on winter diet, body mass and reproduction of semi-domesticated reindeer (*Rangifer t. tarandus*) in Finland. - *Wildlife Biology* 1 (1): 33-38.
- Kumpula, J., A. Colpaert og M. Nieminen. 1998. Reproduction and productivity of semidomesticated reindeer in northern Finland. *Canadian Journal of Zoology* 76:269-277.
- Kumpula, J., Colapaert, A. & Nieminen, M. 2000. Condition, potential recovery rate, and productivity of lichen (*Cladonia* spp.) ranges in the Finnish reindeer management area. - *Arctic* 53: 152-160.
- Lande, R., S. Engen og B.-E. Sæther. 2003. Stochastic population dynamics in ecology and conservation. Oxford University Press. 212 s.
- Lindenmayer, D. B. og G. E. Likens. 2012. Effective ecological monitoring. CSIRO Publishing. vii+170 s.
- Lummaa, V. og T. H. Clutton-Brock. 2002. Early development, survival and reproduction in humans. *Trends in Ecology & Evolution* 17:141-147.
- Martin, J. G. A. og M. Festa-Bianchet. 2010. Bighorn ewes transfer the costs of reproduction to their lambs. *American Naturalist* 176:414-423.
- Morris, W. F. og D. F. Doak. 2002. Quantitative conservation biology - theory and practice of population viability analysis. Sinauer Associates. 480 s.

- Næss, M. W. og B.-J. Bårdsen. 2013. Why herd size matters – mitigating the effects of livestock crashes. *Plos One* 8:e70161.
- Næss, M. W., B.-J. Bårdsen, E. Pedersen og T. Tveraa. 2011. Pastoral herding strategies and governmental management objectives: predation compensation as a risk buffering strategy in the Saami reindeer husbandry. *Human Ecology* 39:489-508.
- Næss, M. W., B.-J. Bårdsen og T. Tveraa. 2012. Wealth dependent and interdependent strategies in the Saami reindeer husbandry, Norway. *Evolution and Human Behavior* 33:696-707.
- Olsen, E. M., M. Heino, G. R. Lilly, M. J. Morgan, J. Bratley, B. Ernande og U. Dieckmann. 2004. Maturation trends indicative of rapid evolution preceded the collapse of northern cod. *Nature* 428:932-935.
- Pinheiro, J. C. og D. M. Bates. 2000. Mixed effect models in S and S-PLUS. Springer. 528 s.
- Pinheiro, J. C., D. M. Bates, S. DebRoy, S. Deepayan og R Development Core Team. 2012. nlme: linear and nonlinear mixed effects model. R packages version 3.1-103.
- R Development Core Team. 2011. R: a language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing.
- Ripple, W. J. og R. L. Beschta. 2007. Hardwood tree decline following large carnivore loss on the Great Plains, USA. *Frontiers in Ecology and the Environment* 5:241-246.
- Ripple, W. J. og R. L. Beschta. 2012. Trophic cascades in Yellowstone: The first 15 years after wolf reintroduction. *Biological Conservation* 145:205-213.
- Rødven, R. 2003. Tetthet, klima, alder og livshistorie i en tammreinflokk i Finnmark. Cand. scient. avhandling, Institutt for biologi, Universitetet i Tromsø.
- Skogland, T. 1985. The effects of density-dependent resource limitations on the demography of wild reindeer. *Journal of Animal Ecology* 54:359-374.
- Skogland, T. 1990. Density dependence in a fluctuating wild reindeer herd; maternal vs. offspring effects. *Oecologia* 84:442-450.
- Stubben, C. og B. Milligan. 2007. Estimating and analyzing demographic models using the popbio package in R. *Journal of Statistical Software* 22(11):1-23.
- Sæther, B.-E. 1997. Environmental stochasticity and population dynamics of large herbivores: a search for mechanisms. *Trends in Ecology & Evolution* 12:143-149.
- Tahvonen, O., J. Kumpula og A.-J. Pekkarinen. 2014. Optimal harvesting of an age-structured, two-sex herbivore–plant system. *Ecological Modelling* 272:348-361.
- Tveraa, T., M. Ballesteros, B.-J. Bårdsen, P. Fauchald, M. Lagergren, K. Langeland, E. Pedersen og A. Stien. 2012. Rovvilt og reindrift - Kunnskapsstatus i Finnmark. NINA Rapport 821: 28 s.
- Tveraa, T., M. Ballesteros, B.-J. Bårdsen, P. Fauchald, M. Lagergren, K. Langeland, E. Pedersen og A. Stien. 2013a. Beregning av produksjon og tap i reindriften. NINA Rapport 938: 38 s.
- Tveraa, T., P. Fauchald, C. Henaug og N. G. Yoccoz. 2003. An examination of a compensatory relationship between food limitation and predation in semi-domestic reindeer. *Oecologia* 137:370-376.
- Tveraa, T., P. Fauchald, N. G. Yoccoz, R. A. Ims, R. Aanes og K. A. Høgda. 2007. What regulate and limit reindeer populations in Norway? *Oikos* 116:706-715.
- Tveraa, T., A. Stien, B.-J. Bårdsen og P. Fauchald. 2013b. Population densities, vegetation green-up, and plant productivity: impacts on reproductive success and juvenile body mass in reindeer. *Plos One* 8:e56450.
- Tømmervik, H., Johansen, B., Tombre, I., Thannheiser, D., Høgda, K. A., Gaare, E. & Wielgolaski, F. E. 2004. Vegetation Changes in the Nordic Mountain Birch Forest: the Influence of Grazing and Climate Change. - *Arctic, Antarctic, and Alpine Research* 36 (3): 323-332.
- Tømmervik, H. og J. Å. Riseth. 2011. Historiske tamreintall i Norge fra 1800-tallet fram til i dag. NINA Rapport 672: 36 s.

- Tømmervik, H., Johansen, B. Karlsen, S.R. & Ihlen, P.G. 2011. Overvåking av vinterbeiter i Vest-Finnmark og Karasjok 1998-2005-2010 - Resultater fra feltrutene. NINA Rapport 745, 65 s.
- Tømmervik, H., Bjerke, J. W., Gaare, E., Johansen, B. & Thannheiser, D. 2012. Rapid recovery of recently overexploited winter grazing pastures for reindeer in northern Norway. - *Fungal Ecology* 5 (1): 3-15.
- White, P. J. og R. A. Garrott. 2005. Yellowstone's ungulates after wolves - expectations, realizations, and predictions. *Biological Conservation* 125:141-152.
- Wilmers, C. C., E. Post, R. O. Peterson og J. A. Vucetich. 2006. Predator disease out-break modulates top-down, bottom-up and climatic effects on herbivore population dynamics. *Ecology Letters* 9:383-389.
- Wood, S. N. 2006. Generalized additive models: an introduction with R. Chapman & Hall/CRC. 391 s.
- Wood, S. N. 2012. mgcv: GAMs with GCV/AIC/REML smoothness estimation and GAMMs by PQL. R packages versjon 1.7-22.
- Zimov, S. A., V. I. Chuprynin, A. P. Oreshko, F. S. Chapin, J. F. Reynolds og M. C. Chapin. 1995. Steppe-tundra transition - a herbivore-driven biome shift at the end of the Pleistocene. *American Naturalist* 146:765-794.
- Zuur, A. F., E. N. Ieno, N. J. Walker, A. Saveliev, A. og G. M. Smith. 2009. Mixed effects models and extensions in ecology with R. Springer. 574 s.
- Åhman, B. 2013. Renhjord i kollaps: produktivitet, kondisjon och renförluster i Njaarke. SLU rapport 285: 13 s.

## Vedlegg 1: Parameterisering av modellen

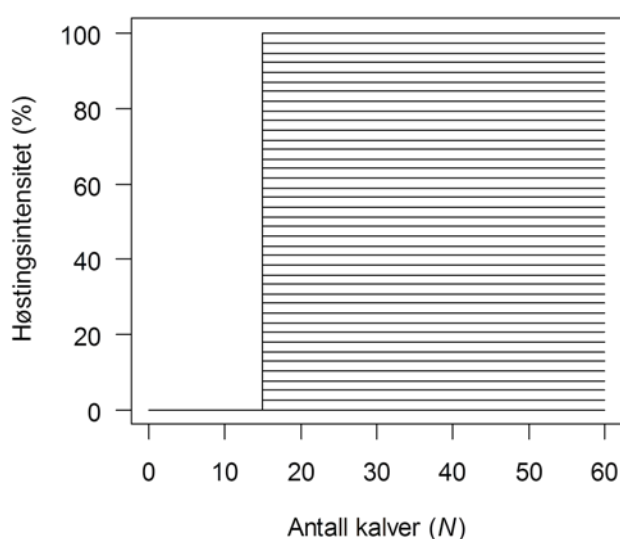
### Initiering, høstingsstrategier og inputvariabler (miljøvariabler)

Startbetingelsene var like for all simuleringene bortsett fra arealstørrelse (se Vedlegg 2), og de ble basert på empiriske forhold. Ulike verdier for de ulike aldersklassene ble basert på gjennomsnittsverdier beregnet på tvers av de ulike flokkene i Finnmark (Tabell V1.1).

**Tabell V1.1.** Startbetingesler som viser gjennomsnittlig størrelse fordelt på de ulike aldersklassene (alder 0 representerer kalver og aldersklasse 4 viser det samme for dyr som er 4 år eller eldre).

Klasser	Alder	Størrelse <sub>t=0</sub>
0	0	39.65
1	1	59.22
2	2	65.15
3	3	68.96
4	≥4	70.73

Vi simulerte 40 ulike høstingsstrategier som er definert som andelen av kalvene som ble slaktet hvert år. Denne andelen ble likt fordelt mellom 0-1 som betyr at en utøver varierte slakteut-



**Figur V1.1.** Høstingsstrategiene inkludert i modellen (hver linje representerer en strategi).

taket sitt fra ikke å slakte noe kalv i det hele tatt til å kunne slakte maksimalt alle kalvene som ble født innenfor et gitt år (Figur V1.1). I de tilfellene der antallet kalver var  $\leq 15$  så forekom det ingen høsting, og dette var likt for alle strategiene.

Videre så simulerte vi miljøet slik at vi brukte de estimerte gjennomsnittsverdiene ( $\bar{x}$ ) og standardavviket ( $s$ ) for henholdsvis vårens ankomst [ $\bar{x} = 160.007$ ,  $s = 11.247$ , range (minimum/maksimum) = 142.390/185.340] og maksimal grønning ( $\bar{x} = 0.371$ ,  $s = 0.027$ , range = 0.310/0.430). Miljøparameterne ble simulert som realiserte verdier generert fra en teoretisk normalfordeling [dvs. 400 år med data generert basert på gjennomsnittet og standardavviket for hver miljøvariabel;  $\approx N(\bar{x}, s)$ ].

### Utvikling i størrelse over tid

For hver aldersklasse ble det tilpasset en statistisk modell (en såkalt 'linear mixed-effect model', se f.eks. Pinheiro og Bates 2000) der kroppsmasse på høsten et gitt år ( $\text{Størrelse}_t$ ) ble predikert på bakgrunn tetthet ( $\text{Tetthet}_t$ , dvs. antall dyr  $\text{km}^{-2}$ , på  $\log_e$ -skala), maksimal plantebiomasse ( $\text{Maks. EVI}_t$ ) og tidspunkt for vårens ankomst ( $\text{Vår}_t$ ) innenfor det samme året samt

kroppsmassen høsten året før ( $\text{Størrelse}_{t-1}$ ) (Tabell V1.2). I denne modellen ble standardfeilen for residualene ( $\sigma$ ) estimert, og for de ulike realiseringene ble normalfordelt støy basert på dette estimatet lagt til de ulike estimatene (se hovedtekst for detaljer). Siden modellen må ta høyde for at det eksisterer en øvre fysiologisk grense for hvor store reinsimler kan bli så ble de observerte maksimale verdiene fra dataene våre brukt som en øvre grense for hvor store dyrene i de ulike klassene kunne bli (Terskel) (Tabell V1.2). Disse modellene ble kjørt ved hjelp av `lme`-funksjonen i `nlme` biblioteket (Pinheiro m.fl. 2012) for *R* (R Development Core Team 2012) der den konstante termen for flokk (dvs. 'intercept') ble brukt som tilfeldig faktor.

Ligningsoppsett for predikering av kroppsmasse på høsten ( $\text{Størrelse}_t$ ) fordelt på de ulike klassene er dermed som følger (Tabell V1.2 viser parameterene brukt for de ulike aldersklassene):

$$\text{Størrelse}_t = \alpha + \beta_1 \log_e(\text{Tetthet}_t) + \beta_2 \text{Maks. EVI}_t + \beta_3 \text{Vår}_t + \beta_4 \text{Størrelse}_{t-1} + \text{error}, \quad (\text{V1})$$

der *error* representerer normalfordelt støy, dvs.;  $\text{error} \approx N(0, \sigma)$ . Dersom  $\text{Størrelse}_t$  er større enn den gitte terskelverdien så justeres den ned til den verdien før støy ble lagt til, noe som teknisk sett betyr at den realiserde verdien kan være større enn den gitte terskelen (Tabell V1.2).

**Tabell V1.2.** Estimerte parametere brukt for å predikere dyrenes størrelse på høsten for de ulike aldersklassene.

Klasser	$\alpha$ konstant	$\beta_1$ $\text{Tetthet}_t$	$\beta_2$ $\text{Maks. EVI}_t$	$\beta_3$ $\text{Vår}_t$	$\beta_4$ $\text{Størrelse}_{t-1}$	$\sigma$	Maks. verdi
0	52.1695	-9.7698	62.5142	-0.1189	0	4.6541	54.4000
1	28.0887	-0.9990	36.3563	-0.1041	0.8729	4.1809	78.2000
2	27.2620	-2.0802	28.6039	-0.0054	0.5355	5.1140	84.0000
3	27.2620	-2.0802	28.6039	-0.0054	0.5355	5.1140	92.6000
4	27.2620	-2.0802	28.6039	-0.0054	0.5355	5.1140	93.6000

Notis: Om vi ser bort fra terskelverdiene (Maks. verdi) så separerer vi kun mellom kalver (klasse 0), ettåringer (klasse 1) og voksne (klasse 2-4 som innbefatter dyr  $\geq 2$  år) i våre analyser. Terskelverdiene gjør uansett at utvikling i masse over tid blir ulike på tvers av alle aldersklassene.

## Reproduktiv suksess og overlevelse

Både reproduktiv suksess og overlevelse ble modellert som en funksjon av dyrenes størrelse innenfor et gitt år. Forskjellen på disse er at reproduktiv suksess ble estimert basert på empiriske data (der vi separerte mellom kalver, ettåringer og voksne individer) mens overlevelse ble definert teoretisk; disse sammenhengene er basert på rapporterte sammenhenger og parametere som baserer seg på *Rangifer* sp. fra hele verden (detaljer angitt lengre ned).

For hver aldersklasse ble det tilpasset en statistisk modell (en såkalt 'generalized linear mixed-effect model', se f.eks. Zuur m.fl. 2009) der sannsynlighet for at en simle ble observert med en kalv et gitt år ble predikert på bakgrunn dyrets størrelse for samme år ( $\text{Størrelse}_t$ ) (Tabell V1.3). Siden responsen i denne analysen er binær (0 betyr at simlen ble observert uten kalv og 1 betyr at simlen ble observert med en kalv) så forventet vi at responsen fulgte en binomial fordeling og en logit link-funksjon (dvs. at vi kjørte en såkalt logistisk regresjonsmodell). På samme måte som de modellene som ble brukt på kroppsmasse så ble den konstante termen for flokk brukt som tilfeldig faktor. Disse modellene ble kjørt ved hjelp av `glmer` funksjonen i `lme4` biblioteket (Bates m.fl. 2012) for *R* (R Development Core Team 2012).

Ligningsoppsett for reproduktiv suksess fordelt på de ulike klassene er som følger (på logit-skala):

$$\text{Reproduktiv suksess}_t = \alpha + \beta_1 \text{Størrelse}_t + \text{error}. \quad (\text{V2})$$

Selv om vi estimerte residual standardfeilen i denne modellen så har vi ikke inkludert denne effekten i simuleringene våre. Det vil si at den eneste kilden til støy som påvirker aldersklassene forskjellig er 'errortermen' inkludert i modellen for kroppsmasse.

Overlevelse ble ikke estimert, men vi brukte en forenklet funksjon som tidligere har blitt publisert av Bårdsen m.fl. (2011). Vi forenklet denne ved å sette effekten av vinterklima til null, noe som betyr at vi antar at vinterklimatiske forhold er konstante lik et langtidsgjennomsnitt (se ligning A16-17 i Bårdsen m.fl. 2011 for detaljer). Ligningsoppsett for overlevelse for de ulike klassene er som følger (på logit-skala):

$$\text{Overlevelse}_t = \alpha + \beta_1 \text{Størrelse}_t. \quad (\text{V3})$$

I praksis betyr det at alle opplever en høyere overlevelsessannsynlighet ved større kroppsreserver selv om kalvene har en lavere og mer variabel overlevelse sammenlignet med de voksne individene (Tabell V1.3). Videre så er det i denne modellen satt en øvre terskel (Øvre terskel) for hvor høy overlevelsen kan bli (Tabell V1.3) – Disse verdiene er empirisk baserte, men er ikke estimert på bakgrunn av data fra flokkene i Finnmark (se Bårdsen m.fl. 2011 og referanser inkludert der for detaljer).

**Tabell V1.3.** Estimerte parametere (på logit-skala) brukt for å predikere reproduktiv suksess og teoretiske verdier brukt for å predikere overlevelse for de ulike aldersklassene.

Klasser	Reproduktiv suksess		Overlevelse		
	$\alpha$ konstant	$\beta_1$ Størrelse <sub>t</sub>	$\alpha$ konstant	$\beta_1$ Størrelse <sub>t</sub>	Øvre terskel
0	-100.0000	0.0000	-5.7500	0.1250	0.9540
1	-0.5604	0.0245	-5.7500	0.1100	0.9900
2	-0.5604	0.0245	-5.7500	0.1100	0.9900
3	-0.5604	0.0245	-5.7500	0.1100	0.9900
4	-0.5604	0.0245	-5.7500	0.1100	0.9900

Notis: Det blir antatt at kalvene ikke reproducerer. Denne sammenhengen ble ikke estimert på grunn av mangelfulle data. Overlevelse separer kun mellom kalver og dyr som er  $\geq 1$  år, noe som igjen betyr at sammenhengen som predikerer overlevelse er lik for alle bortsett fra kalvene.

## Sammenhengen mellom slaktestørrelse og pris

Det var en positiv sammenheng mellom størrelsen på slaktene (slaktestørrelse) der vi antar at massen på slaktene er halvparten av det vi finner hos levende dyr (Bårdsen 2011, Åhman 2013). Basert på data fra Reindrifftsforvaltningen for reindrifftsåret 2011/2012, og for hver dyrekategori (S0 = simlekalver, S1 = simler et år og S3 = simler  $\geq 2$  år) ble det tilpasset en statistisk modell (en såkalt 'linear mixed-effect model', se f.eks. Pinheiro og Bates 2000) der nettopris ble predikert på bakgrunn slaktemasse ('kaldvekt'; Tabell V1.4). Disse modellene ble kjørt ved hjelp av lme-funksjonen i nlme biblioteket (Pinheiro m.fl. 2012) for R (R Development Core Team 2012).

Vi analyserte hver dyrekategori separat, og i disses analysene tok utgangspunkt i Zuur m.fl. (2009) ved at vi selektert en modell og i hver analyse i to omganger. Først tok vi utgangspunkt i

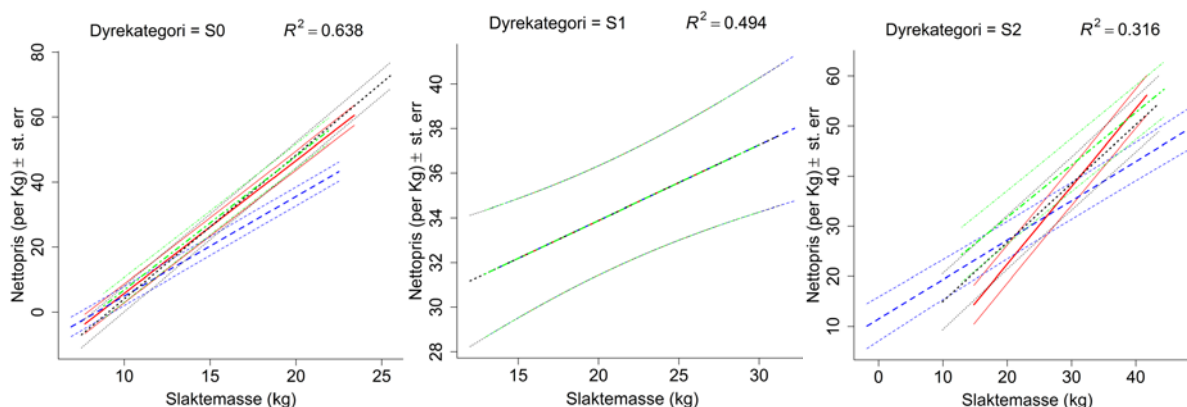


den meste komplekse modellen (med hensyn på 'fixed-effects' som var en modell det vi inkluderte slaktestørrelse, sone og interaksjonen mellom disse). Denne fikserte strukturen ble så inkludert i modeller med ulike tilfeldige faktorer (dvs. 'random intercept') der vi brukte den konstante termen for sone, distrikt og til slutt sone nøstet i distrikt. Vi valgte den modellen med den minste AICc-verdien (alle modeller ble tilpasset med en såkalt REML metode), deretter testet vi ut tre ulike fikserte modeller (alle tilpasset med en såkalt ML metode); 1) den fulle modellen med interaksjonen, 2) en modell der kun slaktestørrelse og sone var inkludert og 3) en modell der kun slaktestørrelse var inkludert. Igjen valgte vi den modellen med den minste AICc-verdien, og denne ble til slutt tilpasset med en REML metode før vi tok ut de estimerte effektsørrelsene (Figur V1.2). Modellseleksjon, estimatene for de tilfeldige faktorer eller diagnostiseringen av disse blir ikke vist her.

**Tabell V1.4.** Estimerte parametere brukt for å predikere pris (netto) basert på slaktestørrelse for de ulike aldersklassene (basert på dyrekategori) og sonene. I de tilfellene der sonene er har like stamter så betyr det at en modell uten sone eller interaksjonene mellom sone og slaktestørrelse ble valgt som den beste statistiske modellen.

Klasser	Karasjok vest		Kautokeino øst		Kautokeino midt		Kautokeino vest	
	$\alpha$	$\beta_1$	$\alpha$	$\beta_1$	$\alpha$	$\beta_1$	$\alpha$	$\beta_1$
	konstantitørrelse <sub>t</sub>		konstantitørrelse <sub>t</sub>		konstantitørrelse <sub>t</sub>		konstantitørrelse <sub>t</sub>	
0	-35.102	4.088	-40.211	4.429	-25.645	3.062	-34.301	4.116
1	27.120	0.338	27.120	0.338	27.120	0.338	27.120	0.338
2	-8.654	1.554	3.295	1.175	11.503	0.786	10.830	1.047
3	-8.654	1.554	3.295	1.175	11.503	0.786	10.830	1.047
4	-8.654	1.554	3.295	1.175	11.503	0.786	10.830	1.047

Notis: Dette viser kun summerte punktestimater (basert på de estimerte kontrastene) for fikserte effekter i såkalte 'mixed-effect models'.



**Figur V1.2.** Sammenhengen mellom slaktestørrelse og nettopris for de fire ulike sonene i Finnmark for slakteåret 2011/2012 (rødt angir Karasjok vest, blått angir Kautokeino midtre, sort angir Kautokeino øst og grønt angir Kautokeino vest).

## Vedlegg 2: Sonespesifikke arealforskjeller

I motsetning til Tveraa m.fl. (2013) så varierte arealstørrelsen på tvers av de ulike kjøringene (Tabell V2.1). I den rapporten var antallet dyr i de ulike aldersklassene fordelt slik at det totale antall dyr representerte en gjennomsnittlig tetthet på 4.94 dyr per km<sup>2</sup> (bruttoareal på sommerbeitene). Dette var også beregnet på et areal som var likt det som gjennomsnittet for distriktene i Finnmark (700 km<sup>2</sup>).

**Tabell V2.1.** Oversikt over bruttoareal (sommer) for de ulike sonene i studiet. For hver sone simulerte baserte vi simuleringene våre på den summerte arealstørrelsen (angitt i **fet skrift**).

Distrikt/Siida <sup>a</sup>	Areal (km <sup>2</sup> )	Distrikt	Areal (km <sup>2</sup> )
<b>a) Karasjok vest</b>		<b>c) Kautokeino midtre</b>	
Máhkarávju	497.9	Ráidná	148.0
Skuohtanjárga	547.9	Ittunjárga	613.7
Márrenjárga	227.0	Ivgoláhku	873.0
Boalotnjárga	284.6	Stierdná	245.5
Jáhkenjárga	220.4	Beaskádas	399.7
Rávdol	234.1	Lákkonjárga	583.5
Skáiddeduottar	579.4	Joahkonjárga	396.1
Láhtin	343.9	Cuokcavuotna	273.4
Njeaiddán	408.7	Seakkesnjárga ja Silda	188.5
Vuorji	420.5	Silvvvetnjárga	383.7
		Spalca	608.7
		Orda	416.3
<b>SUM</b>	<b>3764.4</b>	<b>SUM</b>	<b>5130.1</b>
<b>b) Kautokeino vest</b>		<b>d) Kautokeino øst</b>	
Ábborašša	482.9	Sállan	818.2
Fávrrorsorda <sup>c</sup>	839	Fálá	336.1
Cohkolat <sup>c</sup>	995	Gearretnjárga	481.6
Skárfvággi	444.6	Fiettar	990.1
Árdni/Gávvir	364.2	Seainnus/Návvgastat <sup>b</sup>	1178.0
Beahcegealli <sup>c</sup>	553	Oarje-Sievju	359.0
		Nuorta-Sievju	224.5
<b>SUM</b>	<b>3678.7</b>	<b>SUM</b>	<b>4387.5</b>

<sup>a</sup>I Karasjok (vestre sone) angir arealene siidaer (alle i distrikt 16).

<sup>b</sup>Dette distriktet inneholder følgende arealinndelinger (som ikke er tatt med i snittberegningen); Valgenjárga (191 km<sup>2</sup>), Girenjárga/Garnása (377 km<sup>2</sup>), Jalgon (333 km<sup>2</sup>), Ealenjárga (131 km<sup>2</sup>) og flyttekorridorer (146 km<sup>2</sup>).

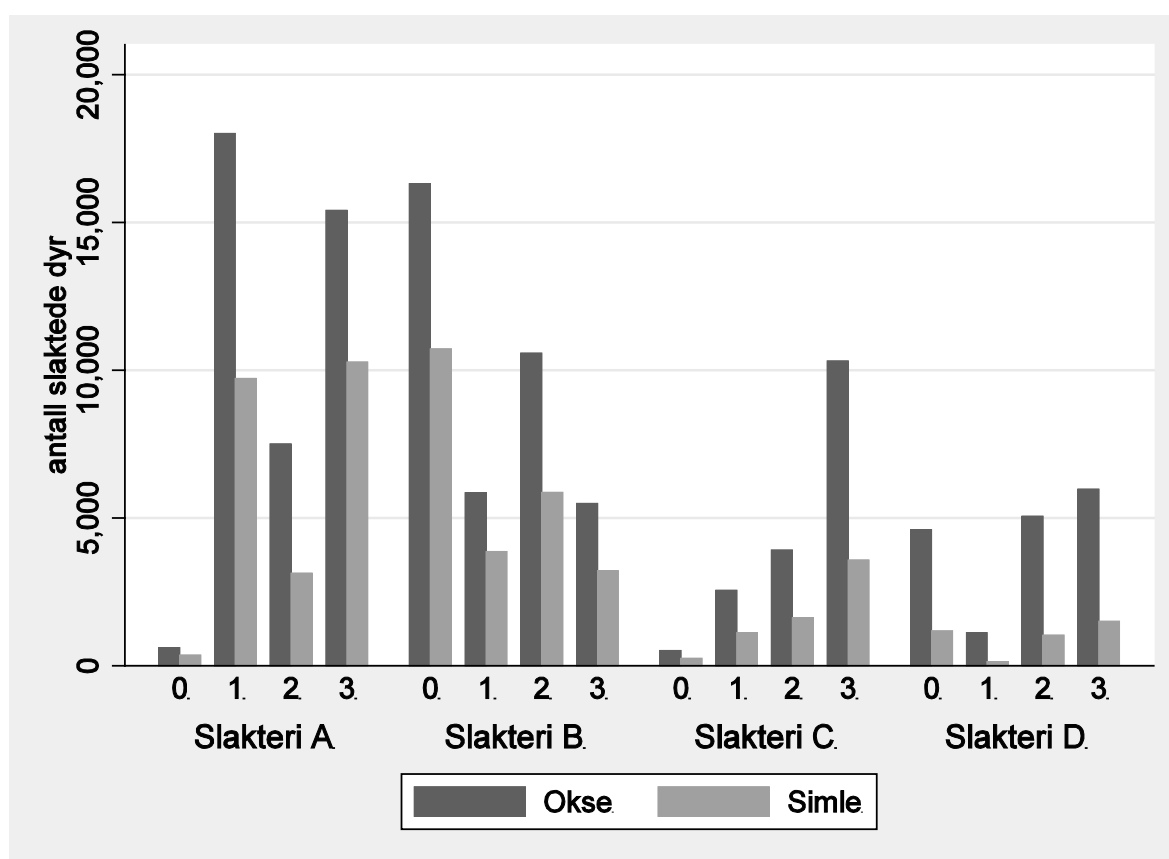
<sup>c</sup>Bruttoarealet oppgitt i ressursregnskapet er på 1253.4, 2078.6 og 921.8 km<sup>2</sup> for henholdsvis Favvrosorda, Cohkolat og Beachcegalli, men de tallene som er brukt her er de som Rein-driftsforvaltningen bruker i sin reintallsfastsettelse (A. Solberg, pers. komm.).

## Vedlegg 3: Økonometrisk analyse av slakteridata

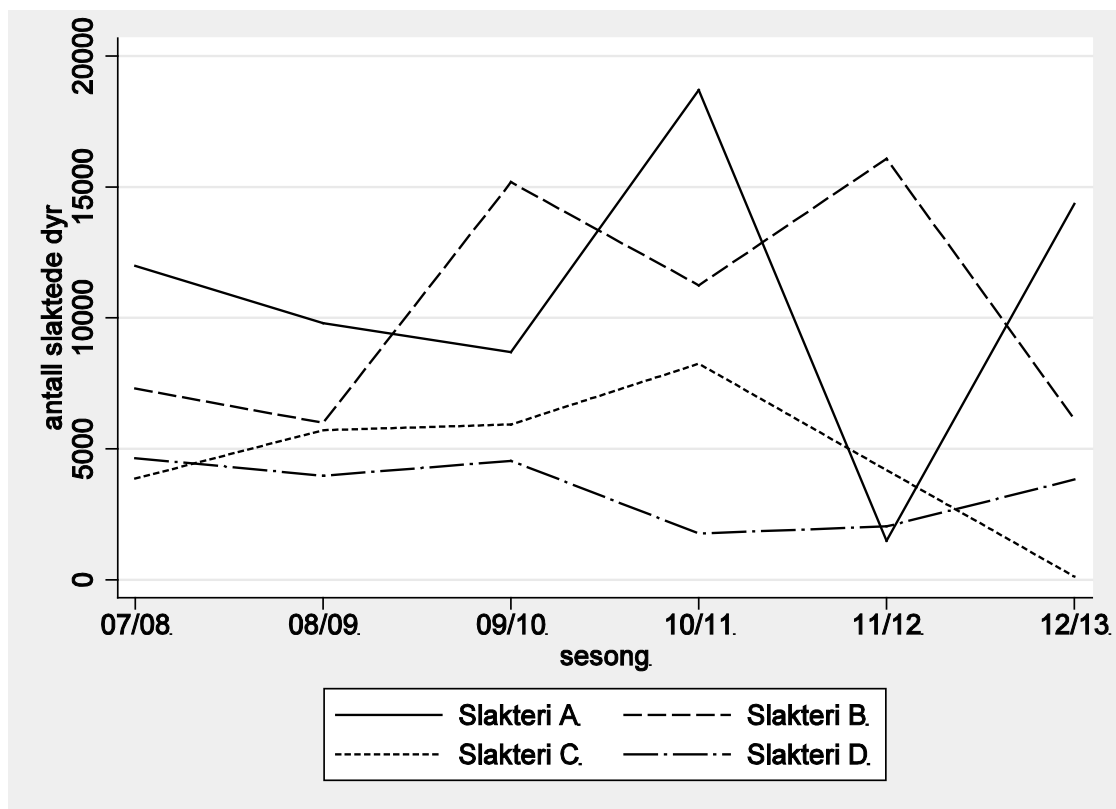
### Beskrivelse av datasett

Data består av slakterirapporter for 6 år fordelt på sesong (september-mars) for reindriftsårene 2007/2008 til 2011/2012 for de ulike sonene. Variablene i det originale datasettet (hvor identiteten på reineierne er slettet) er som følger: Område, distriktsnr./-navn, siida, slaktedato, slakteri org. nr., rapporteringsperiode, transportsone, slakteritype, dyrekode, kaldvekt, bruttopris, nettopris og kvalitetsklasse.

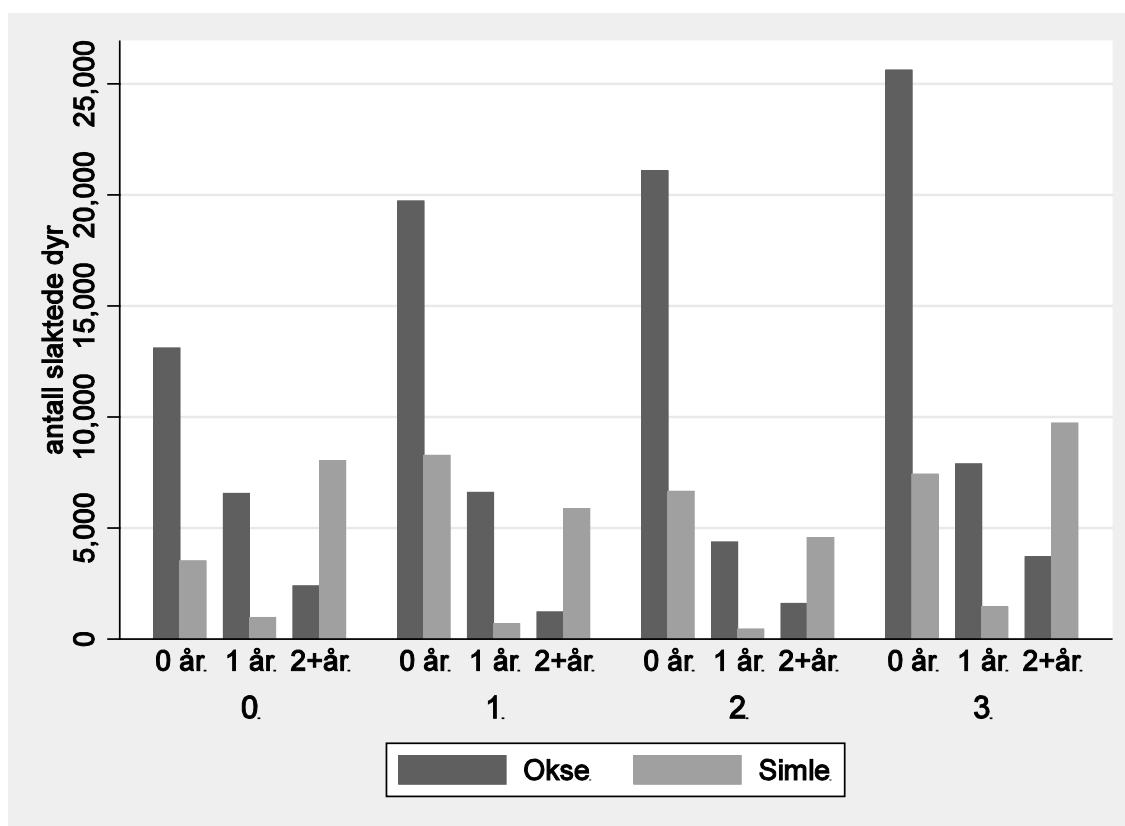
Det totale datasettet inneholder til sammen 171 674 rader. For slakteriene er det oppgitt 26 ulike organisasjonsnummer hvorav tre dem deler på å være de desidert største med henholdsvis 38 % (slakteri A), 36 % (slakteri B) og 14 % (slakteri C) av de totale antall slaktede dyr. De resterende 23 slakteriene (slakteri D som er en oppsamlingskategorisering av disse) står for 12 % av slaktingen. Slakteriene har operert i alle 6 år og i de ulike sonene med forskjellig intensitet (Figur V3.1-2).



**Figur V3.1.** Antall dyr som har blitt slaktet i de 6 årene fordelt på kjønn, soner og slakteri. Karasjok vest, Kautokeino vest, Kautokeino øst og Kautokeino midtre.

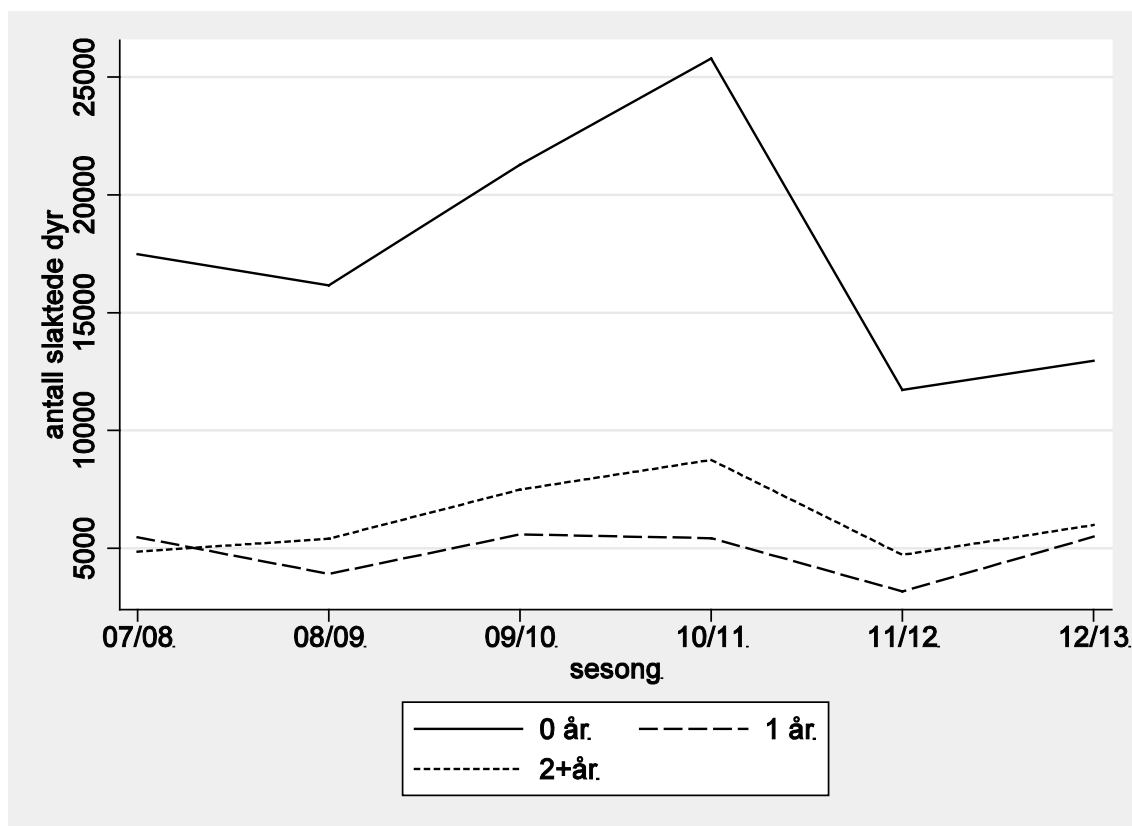


**Figur V3.2.** Antall dyr som har blitt slaktet i hver sesong fordelt på slakteri (se Figur V3.1 for detaljer).



**Figur V3.3.** Antall dyr som har blitt slaktet i de 6 årene fordelt på kjønn, soner (Karasjok vest, Kautokeino vest, Kautokeino øst og Kautokeino midtre) og alder.

Vi ser at det slaktes omtrent 3 ganger flere oksekalver enn simler (Figur V3.3). Simlene får som regel leve 2 år eller mer for å få anledning til å kalve (se Figur V3.4 for en presentasjon av hvor mange dyr i de ulike årsklassene som har blitt slaktet i hver sesong).



**Figur V3.4.** Antall dyr som har blitt slaktet i hver sesong fordelt på deres årsklasser.

## Forberedende analyser

Generelt vil vi kunne anta at slaktepris vil være avhengig av kvaliteten på kjøttet. Via en personlig meddelelse fra en medarbeider i ett av de store slakteriene (slakteri B) har vi fått opplyst at kvaliteten på kalvekjøtt stort sett deles inn klasser etter størrelsen på slaktene. Klasse 1: >18 kg, Klasse 2: 15-18 kg, Klasse 3: 12-15 kg, og Klasse 4: <12 kg. Aldersklassen som inneholder dyr som er 2 år eller eldre blir vanligvis delt inn i tre kvalitetsklasser i tillegg til en klasse for veldig dårlig kjøtt. Dyr med alder 1 år blir vanligvis delt inn i de to beste kvalitetsklassene. Disse opplysningene er basert på vår informant, og hvordan kvalitetsklasser blir bestemt av slakteriene viser seg bare å holde bare delvis. For kalver blir blant annet Klasse 5 brukt til å indikere dårligste kvalitet (som foruten kassert kjøtt er den dårligste kvaliteten). Denne klassen blir kun brukt i noen år og av noen slakterier, men i tillegg til størrelse er det også andre (og for oss ukjente) vurderinger som blir gjort for å klassifiseres dyr i denne kategorien (som er den kvalitetskategorien der slakteprisen er lavest). For noen år og slakterier blir også kvaliteten på kjøttet til 1-åringer og dyr eldre eller lik 2 år sortert inn i 5 ulike kvalitetsklasser. Her kommer også slaktestørrelsen inn som en faktor der høy slaktestørrelse indikerer bedre kvalitet og dermed også høyere pris, men skillene definert ut fra størrelse for disse aldersklassene er ikke så klare som for inndelingen av kvalitet for kalvekjøtt. Et mer standardisert EU klassifiseringssystem for kvalitet vil kunne komme etter hvert.

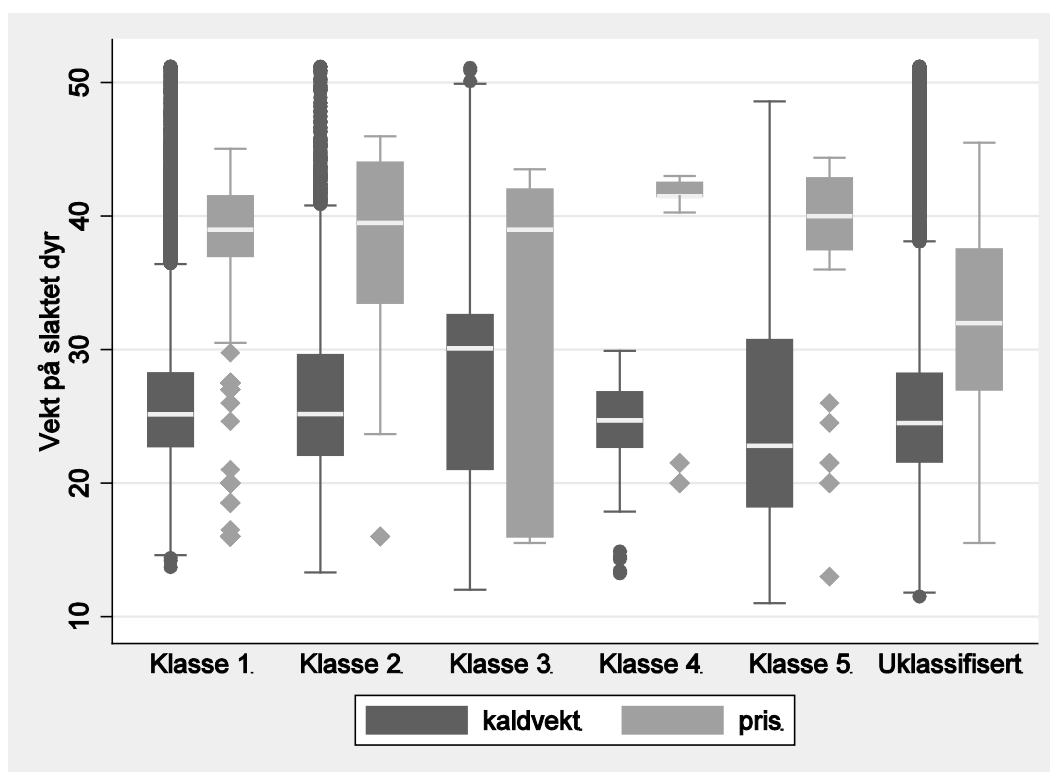
En viktig variabel i dataene er kvalitetsklasse. I Tabell V3.1 har vi ført opp antall observasjoner av dyr i hver kvalitetsklasse fordelt etter hvilken årsklasse de tilhører. Vi ser blant annet at for 55 % av dataene mangler denne kvalitetsidentifikasjonen.

**Tabell V3.1.** Oversikt over antallet dyr fordelt på de ulike alders- og kvalitetsklassene.

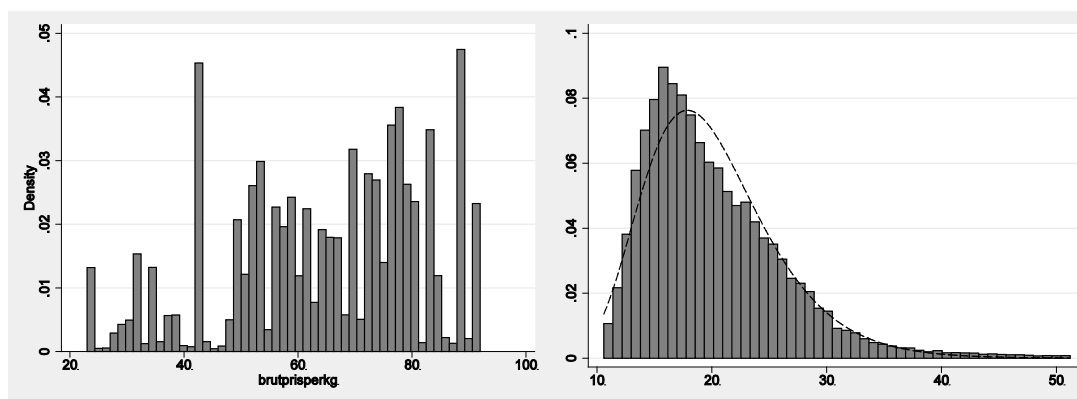
Kvalitet	Aldersklasse			Total
	0 år	1 år	2+ år	
Klasse 1	14,289	9,977	9,969	34,235
Klasse 2	19,819	3,271	3,827	26,917
Klasse 3	7,989	251	589	8,829
Klasse 4	2,256	639	679	3,574
Klasse 5	2,857	50	440	3,347
Uklassifisert	58,175	14,877	21,713	94,765
Total	105,385	29,065	37,217	171,667

Ved å gå inn i prisdataene finner vi at måten slakteriene tar seg betalt på er via et avslag på prisen per kilo kjøtt som reineieren får utbetalt dyrene sine (Nettopris = bruttopris ÷ slakteriprisen). Sammenhengen mellom pris og størrelse i dataene viser en del ekstreme verdier. For eksempel negative størrelse, dyr under 2 kg samt dyr større enn 75 kg. Disse observasjonene kan med stor sannsynlighet sies å være feiltastinger. På bakgrunn av dette tok vi dermed ut 1 % av henholdsvis de laveste og de høyeste observasjonene for størrelse (dvs. 1 % og 99 % prosentilene) slik at størrelsen på dyrene blir i intervallet 10.6-51.2 kg. For bruttoprisene tar vi først ut alle nullpriser og brukte de samme prosentilene slik at intervallet for bruttopriser blir mellom 13-92 kr per kg. For å ta ut kassert kjøtt fra datamaterialet tar vi først ut nettopriser som er null eller negative. Deretter tok vi ut de samme prosentilene slik at intervallet for nettopriser blir mellom 9-78 kr per kg. For prisen som slakteriene tar gjør vi det samme i tillegg til at vi til slutt også tok ut 5 % av de laveste prisene. Intervallet for prisen som slakteriene tar blir da mellom 10 og 37 kr per kg. Av de til sammen 171 674 observasjoner av slaktede dyr i originaldataene blir de gjenværende antall 147 839 observasjoner.

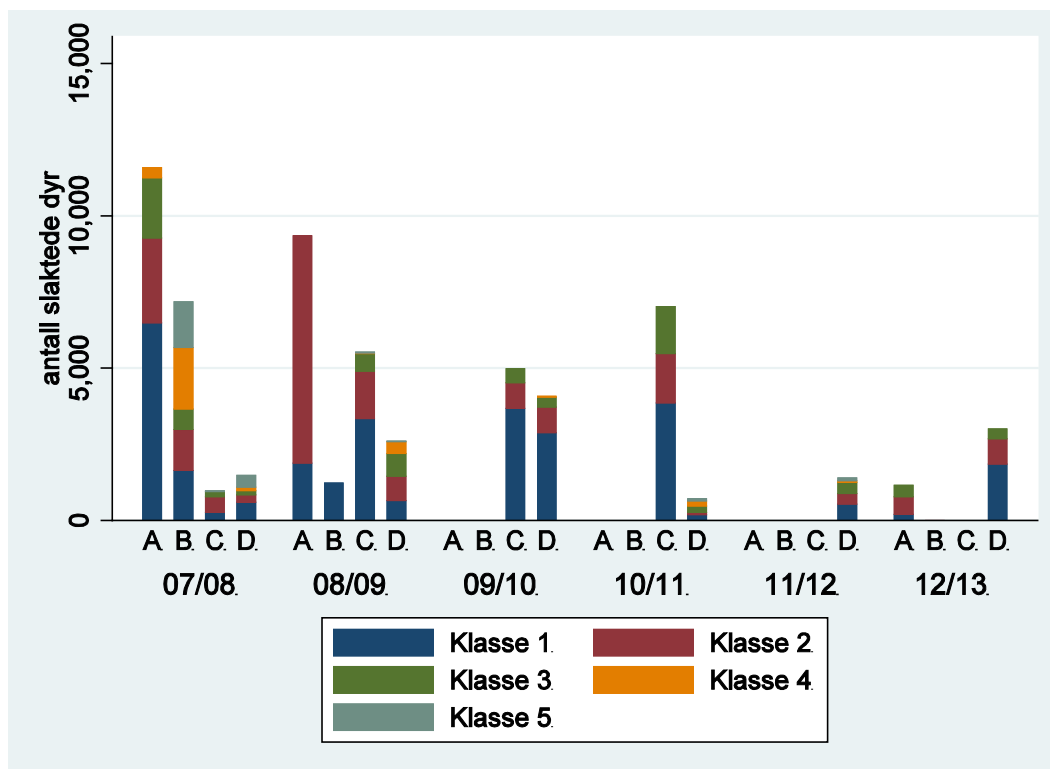
Fordelingen av slaktestørrelse og bruttopris i det endelige datasettet for dyr over eller lik 1 år viser de samme trendene som det som er vist på kalvene i hovedteksten (Figur V3.5).



**Figur V3.5.** Boksplot som viser fordelingen av slaktestørrelse og bruttopris for dyr som er 1 år eller eldre (skalert slik at 20 kg på y-aksen svarer til 40 kr per kg) for de ulike kvalitetsklassene.



**Figur V3.6.** Histogram av brutto slaktestørrelse på dyr etter at ekstremverdier er tatt ut.



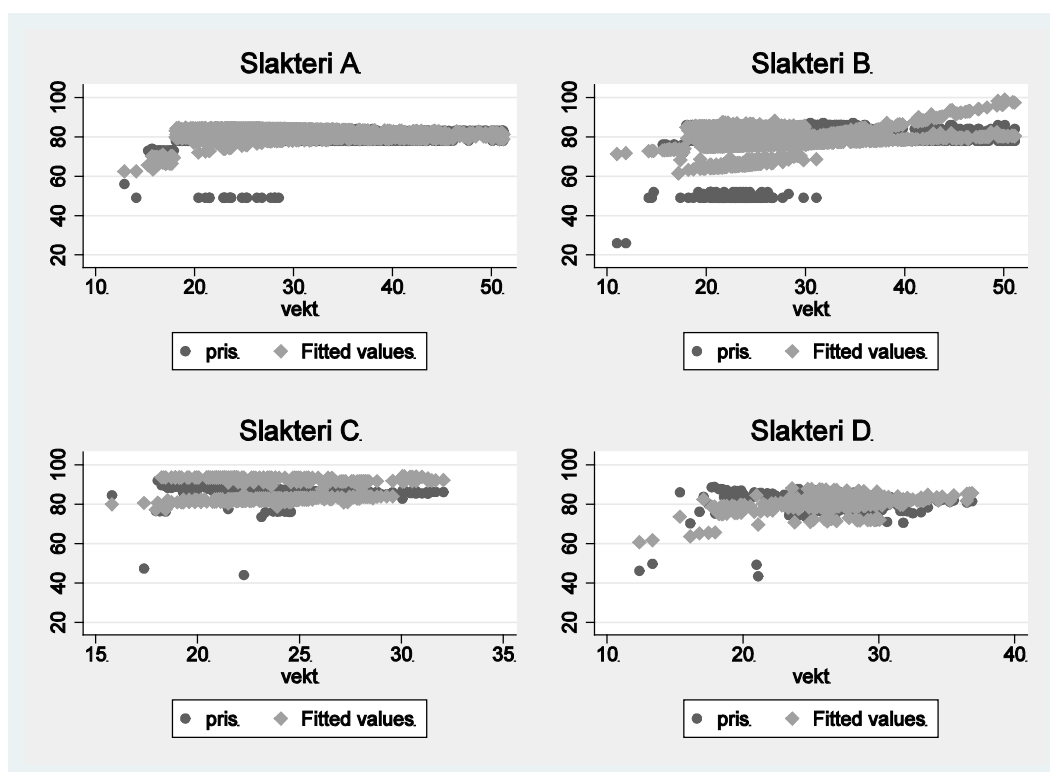
**Figur V3.7.** Antall slaktede dyr med registrert kvalitetsklasse for slakteriene A-D i hver sesong.

Viktige variabler (slaktestørrelse og kvalitetsklasse) for det endelige datasettet viser fordelinger som er henhold til hva man forventer (Figur V3.6-7). En god statistisk analyse av disse dataene er avhengig av at kvalitetsvariabelen blir tatt hensyn til. Samtidig var 55 % av observasjonene for denne variabelen mangelfull (Figur V3.7). Det viser seg for eksempel at for de to største slakteriene mangler variabelen i de tre midterste sesongene. Videre varierer antallet kvalitetsklasser som er brukt mellom år, og denne variabelen kan i noen sesonger være uten variasjon. På grunn av dette valgte vi derfor kun å bruke dataene for sesongen 2007/2008.

## Regresjonsanalyse av slakteridata

Når vi ser på dataene for september 2007 for slakteri A og B så var prisene nøyaktig 33, 56, 73 og 78 kr per kg for henholdsvis intervallene 10.7-11.1 kg, 12.1-14.9 kg, 15.1-17.9 kg og 18.1-27.6 kg. Gjør vi en lineær regresjon på disse 326 observasjonene med en dummy som forklaringsvariabel for hver av de fire klassene og størrelse så finner vi modell der størrelse i stor grad forklarer pris per kg, og en modell som har veldig stor grad av prediktiv kraft ( $R^2 \sim 1$ ; resultater ikke vist).





**Figur V3.8.** Punkt plot av de 6 662 observasjonene av brutto slaktepris og størrelse på rein som er 1 år eller eldre fordelt på de forskjellige slakteriene. De predikerte verdiene fra modellen også inkludert i figuren.

Ved hjelp av en metode der vi suksessivt inkluderer flere og flere av de kategoriske variablene i analysen av bruttopris for kalveslakt (og for hvert steg velger den variabelen som gir det største spranget i  $R^2$  verdi) så kan vi rangere forklaringsvariablene ut fra hvor mye av prisvariasjonen de forklarer (se hovedtekst for endelige funn, mens detaljerte resultater på dette er ikke blir vist). Tilsvarende analyser av data på slakt som var 1 år eller eldre viser lignende trender bortsett fra at størrelsen på de voksne dyrene er av mindre betydning enn for kalvene (Figur V3.8).







*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: 978-82-426-2609-7

## Norsk institutt for naturforskning

NINA Hovedkontor

Postadresse: Postboks 5685 Sluppen, 7485 Trondheim

Besøks/leveringsadresse: Høgskoleringen 9, 7034 Trondheim

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

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

Organisasjonsnummer 9500 37 687

<http://www.nina.no>

Samarbeid og kunnskap for framtidens miljøløsninger