

Hjortevilt og trafikk i Norge: En analyse av hjorteviltrelaterte trafikk- ulykker i perioden 1970-2007

Erling J. Solberg
Christer M. Rolandsen
Ivar Herfindal
Morten Heim



LAGSPILL



ENTUSIASME



INTEGRITET



KVALITET

NINAs publikasjoner

NINA Rapport

Dette er en ny, 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.

Norsk institutt for naturforskning

Hjortevilt og trafikk i Norge:

En analyse av hjorteviltrelaterte trafikk-ulykker i perioden 1970-2007

Erling J. Solberg

Christer M. Rolandsen

Ivar Herfindal

Morten Heim

Solberg, E. J., Rolandsen, C. M., Herfindal, I. & Heim, M. 2009.
Hjortevilt og trafikk i Norge: En analyse av hjorteviltrelaterte trafikk-
ulykker i perioden 1970-2007 - NINA Rapport 463. 84 s.

Trondheim, mars 2009

ISSN: 1504-3312

ISBN: 978-82-426-2033-0

RETTIGHETSHAVER

© Norsk institutt for naturforskning

Publikasjonen kan siteres fritt med kildeangivelse

TILGJENGELIGHET

Åpen

PUBLISERINGSTYPE

Digitalt dokument (pdf)

KVALITETSSIKRET AV

Vebjørn Veiberg, NINA

ANSVARLIG SIGNATUR

Inga E. Bruteig (sign.)

OPPDRAGSGIVER(E)

NINA.

NØKKELOD

Biler, elg, jernbane, hjort, overvåking, Norge, rådyr, tog, trafikk-
ulykker, vei

KEY WORDS

Cars, monitoring, moose, Norway, railways, red deer, roads, roe
deer, traffic-accidents, trains

KONTAKTOPPLYSNINGER

NINA hovedkontor

7485 Trondheim
Telefon: 73 80 14 00
Telefaks: 73 80 14 01

NINA Oslo

Gaustadalléen 21
0349 Oslo
Telefon: 73 80 14 00
Telefaks: 22 60 04 24

NINA Tromsø

Polarmiljøsentret
9296 Tromsø
Telefon: 77 75 04 00
Telefaks: 77 75 04 01

NINA Lillehammer

Fakkeltgården
2624 Lillehammer
Telefon: 73 80 14 00
Telefaks: 61 22 22 15

www.nina.no

Sammendrag

Solberg, E. J., Rolandsen, C. M., Herfindal, I. & Heim, M. 2009. Hjortevilt og trafikk i Norge: En analyse av hjorteviltrelaterte trafikkulykker i perioden 1970-2007 - NINA Rapport 463. 84 s.

Hjorteviltet er en viktig naturressurs i Norge, med stor økonomisk og rekreasjonsmessig betydning for jaktrettshavere og jegere. I takt med stadig økende bestandstetthet ser vi også økende samfunnskostnader forbundet med hjorteviltet. Dette gjelder spesielt i form av økt antall trafikkulykker. Slike ulykker medfører ofte store skader på kjøretøy, og at det påkjørte dyret dør. I tillegg kan sjåfør og/eller passasjerer skades, i verste fall med fatal utgang.

For å få en bedre oversikt over omfanget av hjortevilt-trafikkulykker (*HTU*) i Norge, samt øke kunnskapen om mekanismene bak, har vi i denne rapporten analysert variasjonen i antall *HTU* over tid og mellom områder for perioden 1970-2007. Grunnlagsmaterialet var det offisielle antallet elg (*elg-trafikk*), hjort (*hjort-trafikk*) og rådyr (*rådyr-trafikk*) som hvert år drepes i trafikken, og som rapporteres fra kommunene til Statistisk sentralbyrå (SSB). Dette er dyr som er drept i sammenstøtet eller avlivet i etterkant av slike ulykker. Totalt er det rapportert 138 305 *HTU* i studieperioden.

I tillegg har vi benyttet *HTU*-data innsamlet av Jernbaneverket for deler av studieperioden. Dette er et utvalg av den offisielle påkjørselsstatistikken hos SSB, men med ytterligere detaljer om tid og sted for påkjørsel. Vi har også benyttet et materiale med informasjon og tid, sted og utfall av hjortevilt-trafikkulykker på vei; det vil si også individer som er påkjørt, men som ikke er drept som følge av ulykken. Dette materialet er basert på data innrapportert fra kommunene til Hjorteviltregisteret ved NINA naturdata (www.hjortevilt.no).

Variasjonen i antall *HTU* er analysert i forhold til en rekke mulige forklaringsvariabler. Disse er i all hovedsak basert på offentlig tilgjengelig statistikk over jaktuttak, trafikkbelastning (antall biler, personbilkilometer, passasjerkilometer), veitype, veitetthet, vilttiltak og klima, samt kartfestet informasjon om arealtype og landskapsforhold. I tillegg har vi benyttet indekser på bestandstetthet og struktur basert på *sett elg*-materialet som hvert år samles inn av norske elgjegere.

Basert på tidligere studier forventet vi effekter av både 1) viltrelaterte årsaker (bestandstetthet, atferd), 2) habitatrelaterte årsaker (mattilgang), 3) værforhold (snødybde, temperatur) og 4) menneskerelaterte forhold (veitetthet, trafikkbelastning) på variasjonen i antall *HTU*. Vi var spesielt interessert i å avdekke den relative betydningen av varierende bestandstetthet (målt som antall felte dyr), trafikkbelastning og vinterklima for variasjonen i antall *HTU*. Hjortevilt kan potensielt bevege seg over store områder, og kan i perioder fordele seg klumpvis i landskapet. Det betyr at den romlige skalaen også kan være viktig for utfallet av analysene. Analysene ble derfor gjennomført både på nasjonal (1970-2007), fylkesvis (1976-2007) og kommunal skala (1987-2007).

Resultatene viser at antallet *HTU* som involverer elg, hjort og rådyr har økt mye fra 1970 (441) til 2007 (6996). Størst økning har det vært i antallet *hjort-trafikk* (2,8 % pr. år), etterfulgt av *elg-trafikk* (1,7 % pr. år) og *rådyr-trafikk* (1,6 % pr. år). De aller fleste *HTU* skjer på veinettet. For hjort og rådyr er mindre enn 10 % av *HTU* relatert til jernbanen. Det var likevel stor grad av samvariasjon over tid mellom antallet *HTU* på vei (*HTU-bil*) og antallet *HTU* på jernbane (*HTU-tog*).

I løpet av studieperioden ble det påkjørt og drept flest rådyr (77 353), etterfulgt av elg (49 462) og hjort (11 490). På fylkesnivå ble det påkjørt flest hjortevilt i Hedmark, etterfulgt av Akershus, Østfold og Nord-Trøndelag. Antall *elg-trafikk* var høyest i Hedmark, mens antall *hjort-trafikk* og *rådyr-trafikk* var høyest i henholdsvis Møre og Romsdal og Akershus. Det var også store forskjeller i antall og artsfordeling av *HTU* mellom kommuner. Fra Helgeland til Finnmark domi-

nerte elgen, mens hjorten dominerte fra Sunnhordland til Møre. I resten av landet utgjorde rådyret den største andelen av hjortevilt påkjørt og drept i trafikken.

Basert på det begrensede materialet med data med informasjon om tid og sted for *HTU* fant vi at flest hjortevilt blir påkjørt i den mørke delen av døgnet. I løpet av døgnet blir det påkjørt flest hjortevilt mellom kl. 06.00 og 08.00 på morgenen og mellom 17.00 og 20.00 på kvelden. Dette sammenfaller med tiden på døgnet der hjorteviltet vanligvis er svært aktivt, samtidig som det er stor trafikkbelastning. Tilsvarende finner vi at flere hjortevilt blir påkjørt på natten (fra 22-05) enn på dagen (09.00-16.00), til tross for vesentlig høyere trafikkbelastning på dagen. Både hjorteviltadferd og siktforhold er antagelig medvirkende til dette mønsteret.

I løpet av året blir det påkjørt desidert flest hjortevilt fra oktober til februar og færrest fra april til august. Dette mønsteret er mer utpreget for elg og hjort enn for rådyr. Høyere påkjørselsfrekvens vinterstid sammenfaller med større konsentrasjoner av dyr i områder med høy vei og jernbanetetthet i denne perioden, samt generelt dårligere siktforhold.

Det var også ulik påkjørselsfrekvens av hannedyr og hunndyr for de respektive artene. For elg og hjort var det lavere andel hannedyr blant de voksne (≥ 1 år) individene drept i trafikken (elg: 38 %, hjort: 36 %), men med stor variasjon mellom områder og over tid. Andelen rådyrbukk i *HTU*-materialet (samlet for perioden: 49 %) sank i løpet av studieperioden, sannsynligvis som følge av synkende andel rådyrbukk i bestandene. Tilsvarende fant vi at andelen voksne hannedyr blant elg og hjort var lavest i første halvdel av 1990-tallet. For elgen sammenfaller dette med en tilsvarende utvikling i andelen okser observert under jakta.

Vi fant også positiv samvariasjon mellom fylker i andelen okser påkjørt og observert under jakta, men der andel okser observert var lavere (33 %) enn andel okser påkjørt (38 %). Dette kan skyldes at okser har høyere påkjørselsrisiko, eller at de observeres med mindre sannsynlighet enn elgkyr. Med bakgrunn i *HTU*-materialet synes andel bukk i hjortebestandene å være betraktelig lavere i etablerte bestander på Vestlandet enn i mer nyetablerte bestander på Østlandet og i Trøndelag. Sannsynligvis skyldes dette en kombinasjon av større jakttrykk på hannedyra og forskjellig spredningsbiologi for bukker og koller.

Den massive økningen i antall *HTU* i studieperioden kan best forklares som en følge av økende bestandstetthet og økende trafikkbelastning på vei og jernbane, der økende bestandstetthet synes å være viktigst. Både for Norge samlet, og på fylkes og kommunenivå var det en nær og positiv samvariasjon mellom antall *HTU* og antall dyr felt for de respektive artene. Antall dyr felt er antatt å være en relativt god indeks på utviklingen i bestandsstørrelse for elg, hjort og rådyr i Norge, i alle fall innenfor større områder. I tillegg fant vi at antall *elg-bil* økte med økende antall elg sett pr. jegerdagsverk - en annen, og uavhengig indeks på bestandstetthet hos elg. På grunn av den nære samvariasjonen mellom antall *HTU* og antall felte dyr (eller elg sett pr. dagsverk), samt en felles økende trend for antall felt og trafikkbelastning, valgte vi å benytte andel *HTU* som responsvariabel (antall *HTU* dividert med antall felt av en gitt art) i de statistiske modellene.

Det var en generell økning i andel *HTU-bil* i studieperioden for alle artene, mens andel *HTU-tog* kun økte for hjort (ikke analysert på fylkesnivå). Bakgrunnen for økningen andel *HTU-bil* på veinettet kunne tilskrives en økning i trafikkbelastning (målt som antall personbilkilometer for biler registrert innen fylke). Økningen i antall personbilkilometer varierte lite mellom fylker. På den annen side fant vi at betydningen av trafikkbelastning varierte mye mellom fylker, hvilket antyder at antall personbilkilometer ikke er helt dekkende for variasjonen i påkjørselsrisiko hjorteviltet erfarer i de forskjellige fylkene.

Også på jernbanen har det vært en trafikkøkning i perioden, målt som antall passasjerkilometer. Det er likevel uklart om denne økningen reflekterer en tilsvarende økning i antall tog i alle deler av landet. Det var ingen effekt av varierende antall passasjerkilometer på variasjonen i *rådyr-tog*, men det var en positiv effekt på andel *elg-tog* og *hjort-tog*. Hvorvidt sistnevnte skyl-

des økende trafikkbelastning på jernbanen er imidlertid usikkert ettersom også endringer i hjortens utbredelse kan spille inn; i løpet av studieperioden har hjorten spredd seg til store deler av Østlandet og Trøndelag, hvor det er langt høyere tetthet på jernbanenettet enn på Vestlandet. Dette kan være en medvirkende årsak til den økende andelen hjort påkjørt av tog.

I tillegg til effekten av trafikkbelastning fant vi at andel *HTU* varierte med værforholdene. Andelen *elg-trafikk* var relativt sett høyere i år med mye snø og lav vintertemperatur, samt i år med høy sommertemperatur. Vi fant hovedsaklig en effekt av snødybde i fylker med i gjennomsnitt mye snø, mens effekten var liten i fylker med lite snø. Tilsvarende fant vi at andel *hjort-trafikk* økte med mengden snø, mens andel *rådyr-trafikk* økte med økende sommertemperatur og synkende vintertemperatur.

Den positive samvariasjonen mellom snødybde og andel *HTU* for elg og hjort er mest sannsynlig et resultat av at dyrene konsentreres i mer snøfattige områder nærme vei og jernbane under slike forhold, og dermed utsettes for større påkjørselsrisiko. Tilsvarende er det sannsynlig at lave vintertemperaturer øker aktivitetsnivået hos hjorteviltet, med påfølgende større veikryssingsfrekvens. Rådyret beveger seg vanligvis over mindre områder enn elg og hjort, og har dessuten hovedutbredelsen i mer snøfattige områder. Dette kan forklare den mindre betydningen av snødybde for denne arten.

For elg og andre hjortevilt er det antatt at høy sommertemperatur medfører redusert aktivitetsnivå på grunn av økende grad av overoppheting. Den positive effekten var derfor overraskende. En mulig årsak er at elg og rådyr øker den relative aktiviteten på nattetid i varme sommere for å kompensere for redusert aktivitet på dagen. Samtidig er siktforholdene generelt lavere på natten enn på dagen, noe som kan øke påkjørselssannsynligheten. Også økt innseksaktivitet er satt i sammenheng med økt aktivitet og påkjørselsfrekvens i varme sommere.

Andelen okser i bestanden hadde en negativ effekt på andel *elg-trafikk*. Med andre ord blir det påkjørt relativt flere elg i år med få okser i bestanden. Dette er motsatt av hva vi forventet basert på forskjellene i andel okser i *elg-trafikk* og *sett elg-materialet*. Bakgrunnen for dette er uklart, men kan skyldes at andel *elg-trafikk* overestimeres i år med lav okseandel fordi okser observeres med større sannsynlighet enn kyr.

I likhet med variasjonen over tid kunne mye av variasjon i antall *HTU* pr. km² mellom kommuner forklares med varierende bestandstetthet (målt som antall felt pr. km²). Av samme grunn benyttet vi andel *HTU* som responsvariabel i de statistiske modellene. Variasjonen i andel *HTU* var i sin tur assosiert med varierende trafikkbelastning, klima, landskapsforhold, vegetasjonsforhold og bestandsstruktur mellom områder.

For alle artene var det en positiv effekt av trafikkintensitet (antall kjøretøy pr. km vei) og indirekte av veitetthet (korrelert med trafikkintensitet). I tillegg fant vi at andelen elg og rådyr som påkjøres er høyere i kommuner med mye snø. Andel hjort som påkjøres er høyere i kommuner med mye høytliggende terreng, der en kan forvente større konsentrasjoner av dyr i dalgangene om vinteren. Også andelen av veinettet bestående av høytrafikkerte riks- og Europaveier hadde betydning for andelen *HTU*-bil, særlig for elg og hjort. For elgen var det dessuten en positiv effekt av andel okser i bestanden, og av andel kalv. Sistnevnte kan skyldes at ku med kalv er mer ømfintlig for dyp snø og derfor i større grad trekker mot mer snøfattige og veitette områder vinterstid.

Ettersom fordelingen av de fleste vilttiltak mot trafikkpåkjørslar er vanskelig tilgjengelig fra større områder, undersøkte vi kun betydningen av viltgjerder (data fra Vegvesenet). Andelen veier med viltgjerder varierte mye mellom kommuner og fylker, der hoveddelen av viltgjerder var konsentrert til sentrale østlandsområdet. Andelen veier med viltgjerder hadde tilsynelatende en positiv effekt på andelen elg og rådyr påkjørt, og ikke negativ som forventet. Med andre ord blir relativt flere elg og rådyr påkjørt i kommuner med stor andel viltgjerder, hvilket neppe avdekker et årsaksforhold.

Bakgrunnen for dette forholdet er trolig at viltgjerder hovedsaklig etableres i kommuner med høy trafikkintensitet og høy andel *HTU*. Det var da også en nær positiv samvariasjon mellom trafikkintensitet og andel veier med viltgjerde mellom kommuner. I tillegg kan det eksistere andre faktorer av vesentlig betydning for variasjonen i *HTU* mellom områder som vi ikke har identifisert. Uten å kontrollere for disse kan det være vanskelig å avdekke mindre effekter av viltgjerder på variasjonen i andel *HTU*.

Totalt klarte vi å forklare mellom 28 og 36 % av variasjonen i andel *HTU* mellom kommuner for de forskjellige artene. Den gjenværende variasjonen er sannsynligvis et resultat av mange små faktorer som skaper spesielle betingelser i hver enkelt kommune. Dette gjelder for eksempel fordelingen av veier i forhold til hovedutbredelsen av hjortevilt, kryssende daler i forhold til transportkorridorer, siktforhold langs veinettet, hastighet og vegetasjonsforhold. Interessant nok fant vi at mer rådyr ble påkjørt i fylker der mye av veinettet overlappet med kulturmark, og at elgen i større grad blir påkjørt i kommuner med mye av veinettet i skog. Begge deler var å forvente tatt i betraktning disse artenes habitatpreferanser.

Det er samtidig grunn til å tro at feilvariasjon i antall *HTU* og upresise forklaringsvariabler har påvirket resultatet. Andel hjortevilt påkjørsler som fører til at dyret dør direkte eller senere blir avlivet varierer fra 60 % (elg) til 80 % (rådyr), mens de resterende aldri gjenfinnes eller "friskmeldes". Variasjon i ressurser til ettersøk kan derfor ha medført feilvariasjon i antall *HTU* mellom områder, arter og år. Tilsvarende vil antall dyr felt ikke alltid være en presis indeks på bestandsstørrelsen. Særlig for bestander som varierer mye over tid som følge av varierende jakttrykk (eller predasjon), vil jaktuttaket bare delvis reflekterer bestandsstørrelsen, og ofte med en tidsforsinket respons. I analysene kontrollerte vi kun delvis for slike forhold.

Et vesentlig problem for utfallet av analysene er dessuten mangelen på presise estimat på trafikkbelastning. Antall personbilkilometer pr. år for biler registrert innen fylke er trolig bare delvis dekkende for variasjonen i trafikkbelastning over tid fordi den ikke tar høyde for trafikk på tvers av fylkesgrenser og varierende gjennomfartstrafikk. Bedre mål på trafikkbelastningen på enkeltveier til forskjellig tid av året er nødvendig for å øke presisjonen i analysene. Tilsvarende er det i framtidige analyser ønskelig med bedre estimat på frekvensen av tog på jernbanenettet.

Alt i alt antyder resultatene at variasjonen i antall *HTU* over tid og mellom områder er et produkt av varierende bestandstetthet, trafikkbelastning og vinterklima, samt en rekke andre faktorer som hver enkelt har mindre betydning. Varmere klima kan på sikt medføre at vinterklima blir mindre viktig og at antallet *HTU* i forhold til bestandsstørrelsen vil reduseres. Det er imidlertid mye usikkerhet med hensyn til hvordan klimaendringene vil påvirke mengde og fordeling av snø i fremtiden. For eksempel kan økende snømengder i høyereliggende områder som følge av generelt mer nedbør, medføre at en vesentlig større andel av hjorteviltet trekker ned i dalganger og lavereliggende områder vinterstid, med påfølgende høyere påkjørselsrisiko.

Lokal viltforvaltning som ønsker å redusere antallet hjortevilt-trafikkulykker vil på kort sikt være best tjent med å redusere bestandstettheten eller trafikkbelastningen. Den effektive trafikkbelastningen (dvs. den som erfares av hjorteviltet) kan reduseres ved viltgjerding eller andre tiltak som holder hjorteviltet borte fra veinettet (eks. fôring). Effekten av dette synes dog å være begrenset, med mindre det gjennomføres i utstrakt grad. Resultatene antyder dessuten at antall *HTU* øker proporsjonalt med antall dyr skutt, men mindre enn proporsjonalt med trafikkbelastningen. Det antyder at bestandstettheten må halveres, mens trafikkbelastningen må mer enn halveres for å oppnå en halvering av antall *HTU*. En vesentlig reduksjon i bestandsstørrelse kan således medføre en stor reduksjon i antall *HTU* og relaterte kostnader. Samtidig vil jaktinntektene reduseres for mange jaktrettshavere. Hvor mye vil avhenge av lokale bestandsforhold og andre kostnader forbundet med hjortevilt (eks. beiteskader). Med dagens påkjørselsfrekvens av elg er kostnadene vel så store som jaktinntekter i mange områder.

Selv etter vesentlig bestandsreduksjon er det vår oppfatning at hjortevilt-trafikkulykker vil forbli et problem, med konsekvenser for mennesker og dyrs velferd. For å ytterligere å redusere problemet er det nødvendig med flere observasjonsstudier (som dette) og eksperimentelle studier av avbøtende tiltak. For begge typer studier er det viktig å forholde seg til en romlig skala som avspeiler hjorteviltets varierende arealbruk. Det betyr at mange kommuner vil være for små arealenheter til at fornuftige studier kan gjennomføres. Tilsvarende bør observasjonsstudiene i større grad benytte *HTU*-data med tilleggsinformasjon om påkjørselstidspunkt, sted, kjøretøy og værforhold. Dette er informasjon som ofte registreres av kommunale viltnevnder, men som inntil nylig ikke har vært mulig å registrere i offentlig tilgjengelig databaser. Denne muligheten eksisterer nå i form av Hjorteviltregistret ved NINA naturdata (www.hjortevilt.no).

Erling J. Solberg & Morten Heim Norsk institutt for naturforskning, NO-7485 Trondheim.
erling.solberg@nina.no

Christer Moe Rolandsen, NINA naturdata, c/o Norsk institutt for naturforskning, NO-7485 Trondheim.

Ivar Herfindal, Institutt for biologi, Norges teknisk-naturvitenskapelige universitet, NO-7491 Trondheim.

Abstract

Solberg, E. J., Rolandsen, C. M., Herfindal, I. & Heim, M. 2009. Moose and deer-vehicle accidents in Norway during the period 1970-2007 - NINA Report 463. 84 pp.

During the last 40 years we have seen a steady increase in the number of ungulate-vehicle accidents (*UVAs*) involving moose, red deer and roe deer in Norway. To get a better overview of the extent of this phenomenon and to learn more about the mechanisms behind, we analysed the spatiotemporal variation in *UVAs* in Norway during the period 1970-2007. The response variables were the official numbers of moose, red deer and roe deer that each year are killed on roads (*UVA-roads*) and railways (*UVA-rails*), and reported to Statistics Norway (www.ssb.no). These are animals killed on impact or later dispatched by wildlife officials. A total of 138 305 *UVA* was reported in the study period. In addition, we analysed various subsets of these data that contained more information on date, time of day and place of collision, as well as a dataset that also included nonfatal *UVAs*.

During the study period the number of *UVAs* with a fatal outcome increased from 441 to 6996. The number increased more for red deer (2.8 % per year) than for moose (1.7 %) and roe deer (1.6 %). More *UVAs* occurred on roads than rails, but we found a strong temporal correlation between *UVA-rails* and *UVA-roads* for all species. Based on a rough estimation of population size we estimated that about 2.1 % of the moose population, 0.7 % of red deer population and 3.2 % of the roe deer population were killed in traffic in the last year of the period.

More *UVAs* for all species were recorded in winter than during summer, probably because of higher concentrations of animals close to roads and rails during winter and because of reduced visibility and detectability of crossing moose and deer. Similarly, more moose and deer were killed during dusk and dawn than during night and day. This resembles the diurnal activity pattern of the same ungulates. We also found a higher proportion of females than males among *UVAs*, but believe that this was mostly due to the female biased populations and not higher *UVA*-risk for females. Indeed, rather the opposite was suggested for moose, where males were killed more frequent in traffic than they were seen by hunters in the autumn.

The increase in *UVAs* during the study period could to a large extent be explained by increasing population densities (measured as harvest density) and increased traffic on roads and rails. In addition, we found that number of *UVAs* covaried with weather conditions across years, although with some differences in effects among counties. More *UVAs* were recorded in years with long and cold winters with deep snow, and in years with warm summers. The effect of snow can be explained by the fact that more ungulates aggregate in lowland areas with less snow and higher road densities during snow rich winters and sometimes also use railways as transport corridors. We believe that the higher frequency of *UVAs* in cold winters and warm summers are related to increased activity or altered activity patterns during such conditions.

As for the temporal pattern, the numbers of *UVAs* were related to variation in population density and traffic intensity among counties and municipalities. In addition, we found higher relative number of *UVAs* in snow rich municipalities, particularly for moose and roe deer. Also population structure seems to be important for moose accidents as we found relatively more *UVAs* in municipalities with high proportion males, probably because males are more active and thus more at risk of traffic accidents. The landscape morphology seemed to be less important for the spatial variation in *UVAs*.

Contrary to expectations we found relatively more *UVAs* of moose and roe deer in municipalities with high proportion of wildlife fences. However, rather than reflecting a causal relationship we believe this was due to a close positive correlation between proportion fences and traffic intensity, i.e. more fences are erected in municipalities with high traffic intensity and many *UVAs*. The positive effect nevertheless indicates that the current fences are not enough to compensate for the strong traffic effect in these municipalities, either because they are too few

or because fences perhaps redirect moose and roe deer to other risky areas in the same municipalities.

In the end we discuss the potential weaknesses of using rough *UVA*-data and imprecise explanatory variables in the analyses, and indicate how the present results can be used to reduce the number of *UVAs*. We concluded that local management best can reduce the number of *UVAs* by reducing the moose and red deer densities. Apparently *UVAs* are related to population density in a proportional way, indicating that a fixed proportional decrease in density (and harvest) will return a similar proportional decrease in number of *UVAs*. However, because of large seasonal migration of moose and red deer in many parts of Norway, such population reductions will have to be conducted over larger areas to have an effect. Other mitigation measures are frequently found to have local effects, but according to our results they are still too few or too inefficient to stop the growth in the ratio of *UVAs* to harvest in most counties and in Norway as a whole.

Erling J. Solberg & Morten Heim, Norwegian institute for nature research, NO-7485 Trondheim, Norway. erling.solberg@nina.no

Christer Moe Rolandsen, NINA naturdata, C/O Norwegian institute for nature research, NO-7485 Trondheim, Norway.

Ivar Herfindal, Department of Biology, Norwegian University of Science and Technology, NO-7491 Trondheim, Norway.

Innhold

Sammendrag	3
Abstract	8
Innhold	10
Forord	12
1 Innledning	13
1.1 Teorigrunnlaget.....	13
1.1.1 Viltrelaterte årsaker.....	14
1.1.2 Habitat- og landskapsrelaterte faktorer.....	15
1.1.3 Klimarelaterte faktorer.....	15
1.1.4 Menneskerelaterte årsaker.....	16
2 Studieområde, materiale og metode	18
2.1 Hjortevilt-trafikk-ulykker (<i>HTU</i>).....	18
2.2 Bestandsstørrelse og -tetthet.....	19
2.3 Trafikkbelastning.....	20
2.4 Vilttiltak.....	23
2.5 Klimatiske forhold.....	24
2.6 Variasjon i terrenghøyde og snødybde mellom områder.....	25
2.7 Analyser og prediksjoner.....	26
2.7.1 Variasjon innen døgnet og året.....	26
2.7.2 Variasjon over år.....	26
2.7.3 Romlig variasjon mellom fylker og kommuner.....	28
2.7.4 Presentasjon av resultater.....	28
3 Resultater	29
3.1 Utvikling i <i>HTU</i> på nasjonalt nivå.....	29
3.1.1 Variasjon i <i>HTU</i> og avskytningsstall.....	29
3.1.2 Fordelingen av <i>HTU</i> mellom vei og jernbane.....	30
3.2 Variasjon i antall og andel <i>HTU</i> mellom fylker.....	30
3.2.1 Variasjon i andel <i>HTU</i>	31
3.2.2 Relativ risiko for å kjøre på et hjortevilt på vei eller jernbane.....	33
3.2.3 Samvariasjon i antall <i>HTU</i> mellom arter innen fylker.....	33
3.2.4 Relativ fordeling av <i>HTU</i> innen kommuner.....	34
3.3 Kjønnsforskjeller i påkjørselsfrekvens og -sannsynlighet.....	35
3.4 Årstids- og døgnvariasjon i påkjørselshyppighet.....	36
3.4.1 <i>Elg-tog</i>	36
3.4.2 <i>HTU-bil</i>	38
3.5 Hva forårsaker variasjonen i antall <i>HTU</i> over tid?.....	39
3.5.1 Variasjon på nasjonalt nivå.....	39
3.5.1.1 <i>HTU-bil</i>	39
3.5.1.2 <i>HTU-tog</i>	40
3.5.2 Variasjon på fylkesnivå.....	41
3.5.2.1 <i>Elg-bil</i>	41
3.5.2.2 Variasjon i <i>elg-bil</i> i forhold til variasjonen i tetthet og kjønnsrate fra sett <i>elg</i> -data.....	43
3.5.2.3 <i>Elg-tog</i>	44
3.5.2.4 <i>Hjort-bil</i>	45
3.5.2.5 <i>Rådyr-bil</i>	46
3.5.3 Samvariasjon mellom antall <i>HTU-bil</i> og jaktuttak i enkeltkommuner.....	47

3.6	Romlig variasjonen i <i>HTU</i>	48
3.6.1	Romlig variasjon på fylkesnivå	48
3.6.2	Romlig variasjon på kommunenivå	49
3.6.2.1	Variasjon i <i>elg-bil</i>	51
3.6.2.2	Variasjon i <i>hjort-bil</i>	52
3.6.2.3	Variasjon i <i>rådyr-bil</i>	52
4	Diskusjon	54
4.1	Det store bildet	54
4.2	Begrensninger i bruken av <i>HTU</i> -data, jaktstatistikk og trafikkbelastning	55
4.2.1	Variasjon i andel <i>HTU</i> rapportert	55
4.2.2	Bruken av antall felt dyr som mål på bestandsantall	56
4.2.3	Bruken av antall personbilkilometer og passasjerkilometer som mål på trafikkbelastning på vei og jernbane	56
4.3	Utviklingen i antall <i>HTU</i> over tid	57
4.3.1	Døgn- og årstidsvariasjon	57
4.3.2	Årsvariasjon i forhold til varierende bestandstetthet og trafikkbelastning	59
4.3.3	Årsvariasjon i forhold til varierende klima	60
4.3.4	Årsvariasjon i <i>elg-bil</i> i forhold til varierende bestandsstruktur	62
4.4	Bestandsvariasjon og geografisk skala	62
4.5	Forskjeller i antall <i>HTU</i> mellom områder	63
4.5.1	Betydningen av viltgjerdet	64
4.5.2	Betydningen av bestandsstruktur	65
4.6	Forvaltningsmessige konsekvenser og veien videre	66
4.6.1	Hva med andre tiltak?	67
4.7	Hjorteviltregisteret – database, innsynsløsning og WMS-/WFS-tjenester for fallvilt av utvalgte dyrearter.	69
4.7.1	Webskjema for registrering og redigering av fallvilt	70
4.7.2	Webinnsyn for registrerte data om fallvilt	71
4.7.3	WMS/WFS – tjeneste for kartfestede påkjørsler av vilt langs vei og jernbane ..	72
5	Referanser	73
6	Appendiks	77

Forord

Prosjektet "Hjortevilt og trafikk i Norge: En analyse av hjortevilt og trafikkulykker for perioden 1970-2007" ble etablert våren 2007 som et egenforskningsprosjekt ved NINA med en planlagt varighet på 2 år. Hensikten med prosjektet var å få en bedre oversikt over den offisielle statistikken over hjortevilttrafikkulykker (HTU) som samles inn og rapporteres til Statistisk sentralbyrå hvert år, samt benytte dette materialet til å øke kunnskapen om hvilke mekanismer som ligger til grunn for variasjonen i antall HTU mellom områder og over tid.

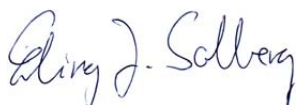
I tillegg til midler fra NINA, ble deler av kostnadene ved prosjektet forsøkt finansiert via viltfondsmidler fra Fylkesmennenes miljøvernavdeling (FM) og Direktoratet for naturforvaltning. Vi mottok økonomisk støtte fra FM i følgende 13 fylker: Finnmark, Oppland, Buskerud, Aust-Agder, Møre og Romsdal, Oslo-Akershus, Hedmark, Troms, Nordland, Nord-Trøndelag, Vestfold, Rogaland, Telemark. Disse takkes aller hjerteligst for hjelpen. Også medforfatterne CMR og IH takkes for å ha bidratt med egne ressurser.

I tillegg til å rapportere resultatene fra overnevnte prosjekt, rapporterer vi her (kap. 4.7) også resultatene fra et prosjekt der vi har utviklet en kartløsning for registrering og tilgjengeliggjøring av fallviltdata i Hjorteviltregisteret ved NINA naturdata. Dette er en videreutvikling av en eksisterende løsning uten kartfunksjonen.

Initiativet til en kartbasert løsning for registrering av hjortevilt-trafikkulykker kom etter dialog med blant annet Styringsgruppen Vilt/Rein-Trafikk i Nord-Trøndelag. Etter søknad mottok vi senere økonomisk støtte fra Styringsgruppen Vilt/Rein-Trafikk i Nord-Trøndelag, Gjensidige forsikring og Direktoratet for naturforvaltning. Alle takkes for støtten. Direktoratet for naturforvaltning finansierer i tillegg den årlige driften av systemet gjennom driftsavtalen knyttet til Hjorteviltregisteret.

Vebjørn Veiberg har lest gjennom rapporten og bidratt med konstruktiv kritikk på alle nivå. Takk!

Trondheim, mars 2009



Erling J. Solberg

1 Innledning

Trafikkulykker på vei og jernbane som involverer hjortevilt (hjortevilt-trafikkulykker, *HTU*) har økt betydelig i Norge og resten av Europa i løpet av de siste 40 årene. Slike ulykker medfører ofte store skader på kjøretøy, og at det påkjørte dyret dør. I mange tilfeller vil også sjåfør og/eller passasjerer skades, i verste fall med fatal utgang. I Europa utenom Russland ble det årlige antallet trafikkulykker på vei som involverer hjortevilt estimert til omkring 500 000, inkludert 300 persondødsfall og 30 000 andre personskader på 1990-tallet (Groot-Bruinderink & Hazebroek, 1996, se også Conover 1997 for USA). Tilsvarende tall fra vei og jernbane i Norge antyder at antallet *HTU* med dødelig utgang for viltet (elg, hjort og rådyr) økte fra omkring 441 i 1970 til snau 7000 i 2007 (Solberg m.fl. 2008). For perioden 1998-2007 medførte disse ulykene omkring 89 personskader pr. år, hvorav i gjennomsnitt 3 med dødelig utgang (STRAKS ulykkesregister, www.vegvesen.no). I tillegg kommer de økonomiske kostnadene, hovedsakelig assosiert med personskader (sykehusopphold, uførhet), skader på kjøretøy, materiellkostnadene på jernbanen (Mysen 1996, Jaren m.fl. 1991), og kostnader forbundet med ettersøk, destruksjon og tap av verdifulle jaktobjekt. Kunnskap som reduserer påkjørselsfrekvensen - selv med noen få prosent - kan derfor gi store samfunnsøkonomiske besparelser og reduserte lidelser for både mennesker og dyr.

Et viktig førstesteg for å igangsette effektive tiltak er å avklare hvilke miljøfaktorer og andre forhold som er knyttet til *HTU*. *HTU*-data har blitt registrert og rapportert som en del av den offisielle jaktstatistikken siden 1970, men det er aldri blitt gjennomført en samlet analyse eller sammenstilling av dette materialet. Tidligere analyser har hovedsakelig vært region- (Andersen m.fl. 1991, Gundersen & Andreassen 1998, Storaas m.fl. 2005) og/eller artsspesifikke (eks. Mysterud 2004). Det er imidlertid å forvente at det både eksisterer artsforskjeller og regionale forskjeller i hvilke årsaksfaktorer som gjør seg mest gjeldene.

I dette studiet har vi derfor gjennomført analyser basert på antall *HTU* fra hele Norge i perioden 1970-2007. Grunnlagsmaterialet har i all hovedsak vært det offisielle antallet elg, hjort og rådyr som har blitt drept i trafikken, og som er rapportert fra kommunene til Statistisk sentralbyrå (SSB) hvert år. Hovedformålet med undersøkelsen har vært å gi en bred oversikt over fordelingen av antall *HTU* for de forskjellige artene over tid og mellom områder. I tillegg testet vi en rekke hypoteser som kan forklare den store økningen i antall *HTU* i studieperioden og hvorfor vi i dag opplever store forskjeller i antall *HTU* mellom områder. Fordi hjorteviltet potensielt beveger seg over store områder og i perioder fordeler seg klumpvis i landskapet, gjennomførte vi analysene på tre forskjellige nivåer: Nasjonalt (1970-2007), fylkesvis (1976-2007) og på kommunenivå (1987-2007).

I Diskusjonen fokuserer vi på hvordan datakvalitet kan ha påvirket resultatene, og i hvilken grad geografisk skala er avgjørende for effekten som observeres. I tillegg gjør vi noen betraktninger om hvordan resultatene kan benyttes i lokalforvaltningen og i fremtidige undersøkelser av avbøtende tiltak. Avslutningsvis gir vi et eksempel på hvordan nytteverdi og kvalitet på *HTU*-data kan økes vesentlig ved å bruke Hjorteviltregisteret, www.hjortevilt.no, ved NINA naturdata som lagringsplattform, og som rapporteringsverktøy videre til SSB.

1.1 Teorigrunnlaget

Den umiddelbare årsaken til at hjortevilt påkjøres på vei og jernbane er at kjøretøy og dyr befinner seg på samme sted til samme tid. Vi skulle derfor forvente at sannsynligheten for kollisjon mellom kjøretøy og hjortevilt øker med antallet hjortevilt og antallet kjøretøy. Forskjellige studier har da også vist at både bestandstettheten (eks. dyr pr. km²) og antallet kjøretøy er relatert til variasjonen i antall *HTU* over tid og mellom områder (eks. Joyce & Mahoney 2001, Seiler 2004, Mysterud 2004, Farrell & Tappe 2007), men at en rekke andre årsaksfaktorer kan påvirke dette forholdet. Disse årsaksfaktorene kan i sin tur relateres til spesifikke egenskaper med viltet og habitatet de lever i, for eksempel tilbudet av mat. I tillegg vil lys- og værforhold ha stor betydning for sikten langs vei og jernbane og påvirke hvordan hjorteviltet fordeler seg i

landskapet i løpet av året. På toppen av dette kommer andre menneskerelaterte faktorer som forskjellige tiltak som er iverksatt for å redusere antall *HTU* (Dussault m.fl. 2006).

1.1.1 Viltrelaterte årsaker

Den viktigste viltrelaterte årsaken til variasjon i antall *HTU* er endringer i bestandstettheten (eks. Seiler 2004, Mysterud 2004). Det er derfor ikke overraskende at antallet *HTU* har økt i Norge i løpet av de siste 40 årene, tatt i betraktning den store økningen i tettheten av både elg, hjort og rådyr i samme perioden (Solberg m.fl. 2008). Det avgjørende for antallet *HTU* er imidlertid ikke variasjonen i den absolutte tettheten hjortevilt, men tettheten av hjortevilt som befinner seg på eller krysser vei og jernbane. Faktorer som øker eller reduserer den relative andelen av hjorteviltbestandene som befinner seg nærme vei og jernbane kan således virke modifierende på antallet hjortevilt som påkjøres. En mulig mekanisme som kan skape slike endringer er for eksempel hvis bestandsøkningen skjer ulikt i produktive og mindre produktive områder. Ofte er områder rundt vei og jernbane mer produktive med hensyn til viktige beiteplanter enn andre områder. Dette skyldes at vei og jernbane oftere ligger i lavereliggende strøk (lengre vekstsesong) og ofte nær produktive landbruksområder (eks. Finder m.fl. 1999, Rea 2003). Hvis bestandstettheten øker først i slike områder og siden i mer marginale områder kan vi forvente å se at en synkende andel av bestanden blir påkjørt etter hvert som tettheten øker innen et område.

Også atferdsforskjeller innen og mellom arter kan påvirke variasjonen i *HTU*. I Norge er det betraktelig færre påkjørsler av hjort enn av elg, til tross for at vinterbestanden av hjort er like stor eller endog større enn elgbestanden (Solberg m.fl. 2008). For rådyret er det delvis motsatt, men hvorvidt dette skyldes atferdsforskjeller med hensyn til hvordan de krysser vei og jernbane, utbredelse i forhold til risikofaktorer, eller andre forhold (eks. habitatfaktorer, se under) er uklart. Studier av villrein i Norge viser for eksempel at veier kan virke som effektive barrierer for hjortevilt (eks. Nellemann m.fl. 2001, Strand m.fl. 2006), og tilsvarende men svakere effekter er også funnet for elg (Dussault m.fl. 2007, Laurian m.fl. 2008). Forskjellige studier viser dessuten at det eksisterer til dels store forskjeller i atferd og aktivitetsnivå mellom demografiske grupper, noe som kan påvirke sannsynligheten for å bli påkjørt (eks. Joyce & Mahoney 2001). For eksempel viser en rekke telemetristudier at hanndyrene ofte er mer aktive enn hunndyrene innen mange hjorteviltarter (Cederlund & Liberg 1995, Cederlund & Sand 1994, Hanssen 2008), og at disse derfor kan oppleve høyere ulykkesfrekvens. Hvis så er tilfelle er dette spesielt relevant for viltforvaltningen som har muligheten til å endre den demografiske sammensetningen av bestandene ved å tildele kjønns- og aldersspesifikke jaktkvoter.

Fordi forskjellige kategorier dyr varierer i aktivitetsnivå over tid kan vi også forvente variasjon i antall *HTU* gjennom døgnet og mellom sesonger. Det er da også vist at topper i *HTU* frekvens sammenfaller med høyaktivitetsperioder i hjorteviltets døgn og årssyklus slik som perioder assosiert med beiting, reproduksjon, migrasjon og utvandring. Mange studier viser at antallet *HTU* er høyere ved skumring og daggry når hjorteviltet er mer aktivt (Haikonen & Summala 2001), og vinterstid når tettheten av dyr nærme veg og jernbane er spesielt høy (se under). Andre studier har antydnet at åringsdyr er spesielt utsatt for trafikkulykker i perioden etter frastøting fra elgkua (eks. Joyce & Mahoney 2001), og at flere hjortevilt blir påkjørt under jakta (Sudharsan m.fl. 2006, større bevegelse på alle kategorier dyr) og i migrasjonsperioden (mange veier krysses). I tillegg kan spesifikke miljøforhold gjøre enkelte kategorier dyr mer sårbare enn andre fordi de i større grad velger å bruke risikoområder. Flere har antydnet at andelen kalveførende elgkyr er spesielt høyt representerte i *HTU* materialet. Dette kan skyldes at ku med kalv oftere benytter områder med lite snø (og høy veitetthet) på grunn av bedre bevegelse, men samtidig er det viktig å merke seg at dagens elgbestander består av en vesentlig større andel kyr enn okser (Solberg m.fl. 2006).

I analysene har vi testet betydningen av flere av disse forholdene på variasjonen i antall *HTU* mellom arter, områder og over tid. I tillegg har vi studert den relative fordelingen av *HTU* mellom vei og jernbane. Dette er spesielt relevant da flere har påpekt at påkjørselsmekanismene

er forskjellig på vei og jernbane med hensyn til elg (eks. Andersen m.fl. 1991, Storaas m.fl. 2005), og dessuten kan tenkes å variere mellom de forskjellige artene.

1.1.2 Habitat- og landskapsrelaterte faktorer

Habitat- og landskapsrelaterte faktorer er viktig med hensyn til hvordan hjorteviltet fordeler seg i terrenget og dermed i hvilken grad de utsettes for trafikkrisiko. De viktigste habitat og landskapsfaktorene er de som påvirker mattilgang, skjul, siktforhold og kanalisering av dyr. Gode beitebetingelser nært vei og jernbane vil tiltrekke seg flere hjortevilt, noe som igjen kan øke risikoen for HTU. Generelt sett øker mattilgangen for skoglevende hjorteviltet med gunstigere klima (varmere, tilstrekkelig fuktighet) og mer næringsrike jordbunnsforhold. Fordi disse forholdene opptrer hyppigere desto lavere en kommer i landskapet vil tettheten av hjortevilt gjerne være høyere i lavereliggende enn høyereliggende deler av landet (Solberg m.fl. 2006).

Det samme er også tilfelle innefor mer begrensede områder, noe som kan påvirke fordelingen av dyr gjennom året. Dette gjelder spesielt i snørike deler av landet, der lang vinter og mye snø gjør det fordelaktig for hjorteviltet å trekke mot lavereliggende deler eller nærmere kysten vinterstid (Lorentsen m.fl. 1991, Sæther m.fl. 1992, Kastdalen 1996, Gundersen m.fl. 1998). Dette øker igjen tettheten av dyr i lokale overvintringsområder, noe som kan gi et økt antall HTU der disse områdene overlapper med høy trafikkbelastning. Vi finner således at flere av de mest påkjørselsbelastede vei- og jernbanestrekningene i Norge befinner seg i dalsystemer som mottar mange dyr fra høyereliggende naboområder (eks. Gundersen m.fl. 1998).

I tillegg til landskapsformasjoner og fordelingen av snø vil vegetasjonsforhold påvirke hvor hjorteviltet oppholder seg. Foryngelsesflater i skogen er for eksempel et yndet beiteområde for elgen (eks. Olsen & de Vibe 1981, Peek 1997), og antagelig av samme grunn er det funnet at flere elg påkjøres på veier som passerer gjennom yngre barskog enn veier som går gjennom landbruksområder (Almkvist m.fl. 1980). På den annen side vet vi at landbruksområder utgjør et viktig habitat for rådyret (Cederlund & Liberg 1995). Gitt ellers like forhold (eks. bestands-tetthet) kan vi derfor forvente relativt flere påkjørsler av elg i kommuner der en stor andel av veinettet ligger i skogsområder, mens rådyr i større grad påkjøres i kommuner der mange veier (jernbane) krysser landbruksmark. Dette skogpartier kan også redusere den generelle sikten langs veg og jernbane, med økt påkjørselsfrekvens som følge.

Til forskjell fra de fleste landskapsformasjoner vil vegetasjonsforholdene forandre seg over tid og således påvirke fordelingen av hjorteviltet i forhold til trafikkrisikoområder. Dette er spesielt relevant for det skoglevende hjorteviltet ettersom skogbildet har endret seg betydelig i løpet av de siste 50-60 årene, som følge av redusert utmarksbeiting fra husdyr og endringer i skogbrukspraksis. Siden 1950 er beitetrykket fra husdyr i utmarka mer enn halvert i skogsområdene, med påfølgende økt gjengroing av bygdenære utmarks- og tidligere innmarksområder (Austrheim m.fl. 2008). Dette har sannsynligvis økt tilbudet av mat og skjul for hjorteviltet, og fordi disse områdene i stor grad grenser opp mot veier og jernbane kan det ha medført økt påkjørselsrisiko. I så fall kan vi forvente at påkjørselsfrekvensen har økt mer enn den generelle bestandsveksten. Samtidige har det vært endringer i skogbruksaktiviteten i den samme perioden – fra mer bygdenære områder til mer høyereliggende områder (Rolstad m.fl. 2002)– noe som delvis kan ha motvirket dette. Dette gjelder kanskje spesielt for elgen som i stor grad utnytter den rike fremveksten av lauv og urter på ungsogsflatene.

1.1.3 Klimarelaterte faktorer

Variasjon i klima kan påvirke frekvensen av HTU via sikt og manøvreringsforhold på veien og ved å påvirke tettheten av hjortevilt langs vei og jernbane. Spesielt det siste har vært fremhevet som en viktig faktor for variasjon i påkjørselsfrekvens av hjortevilt i Norge. I mange områder er det for eksempel registrert høyere frekvens av elgpåkjørsler på vei og jernbane i år med lange vintre og mye snø (eks. Andersen m.fl. 1991, Storaas m.fl. 2005), sannsynligvis fordi flere individer trekker til lavereliggende områder med lettere bevegelighet og større tilgang til mat i snørike vintre.

Det er også dokumentert en sammenheng mellom vintertemperaturer og antall *HTU*, spesielt for elg (Andersen m.fl. 1991, Gundersen & Andreassen 1998). Gjennomgående er det funnet at antallet påkjørsler øker når vintertemperaturen synker, noe som er satt i sammenheng med at elgen er mer aktiv i kalde perioder. Dette kan skyldes elgens lave toleranse for høye temperaturer, grunnet problemer med å kvitte seg med overskuddsvarme. Renecker & Hudson (1986) fant at voksne elg i Nord-Amerika økte hjertefrekvens, respirasjonsrate og stoffskiftet når temperaturene oversteg $-5\text{ }^{\circ}\text{C}$ vinterstid, mens den øvre kritiske temperaturen sommerstid lå i intervallet $14\text{ }^{\circ}\text{C}$ - $20\text{ }^{\circ}\text{C}$. Av den grunn kan vi forvente at også høye sommertemperaturer kan føre til redusert aktivitet hos elgen (Schwartz & Renecker 1997). Hvorvidt det også medfører redusert antall påkjørsler er mer usikkert. Redusert aktivitet på dagtid som følge av høy temperatur kan for eksempel kompenseres for ved økt aktivitet nattetid (Dussault m.fl. 2004), noe som kan lede til økt påkjørselsfrekvens i varme somre fordi siktforholdene er dårligere på natten.

Hvorvidt varierende temperatur også påvirker påkjørselsfrekvensen av hjort og rådyr er i liten grad undersøkt i Skandinavia. I tillegg kan det være andre værforhold som påvirker frekvensen av *HTU* mellom år og områder (Dussault m.fl. 2006). Dette gjelder også indirekte effekter av varierende vær på sikt- og manøvreringsforhold, og menneskelig aktivitet. For eksempel kan varierende værforhold også påvirke antall kjøretøy på veinettet (eks. turisttrafikk) og således påkjørselsfrekvensen over tid og mellom områder.

1.1.4 Menneskerelaterte årsaker

De viktigste menneskerelaterte årsaker som kan tenkes å påvirke *HTU* er relatert til vei- og jernbanetetthet, veitype, hastighet, trafikkbelastning (eks. antall biler og kjørelengde) og togfrekvens og hastighet på jernbane. Disse faktorene har tidligere vist seg å kunne påvirke frekvensen av *HTU* (eks. Seiler 2004, 2005, Storaas m.fl. 2005), men deres relative betydning er i mindre grad kvantifisert når en samtidig kontrollerer for andre innvirkende faktorer (eks. snø og bestandstetthet). Økende trafikkbelastning har vist seg å kunne forklare deler av økningen i *HTU* for elg og rådyr i Sverige (Seiler 2004) og det samme kan vi forvente i Norge. Samtidig kan vi forvente stor variasjon mellom områder, både fordi trafikkbelastning ikke har økt tilsvarende i alle områder, og fordi påkjørselsfrekvensen ikke øker proporsjonalt med trafikkvolumet på veinettet. For eksempel fant Seiler (2005) at frekvensen av *HTU* økte med trafikkbelastningen opp til et visst nivå, mens ytterligere økning medførte en reduksjon i *HTU*-frekvens på grunn av økt barriereeffekt. Flest dyr kan således forventes å bli drept på middels trafikkerte veier, men her kan det være stor variasjon mellom arter og naturmiljø.

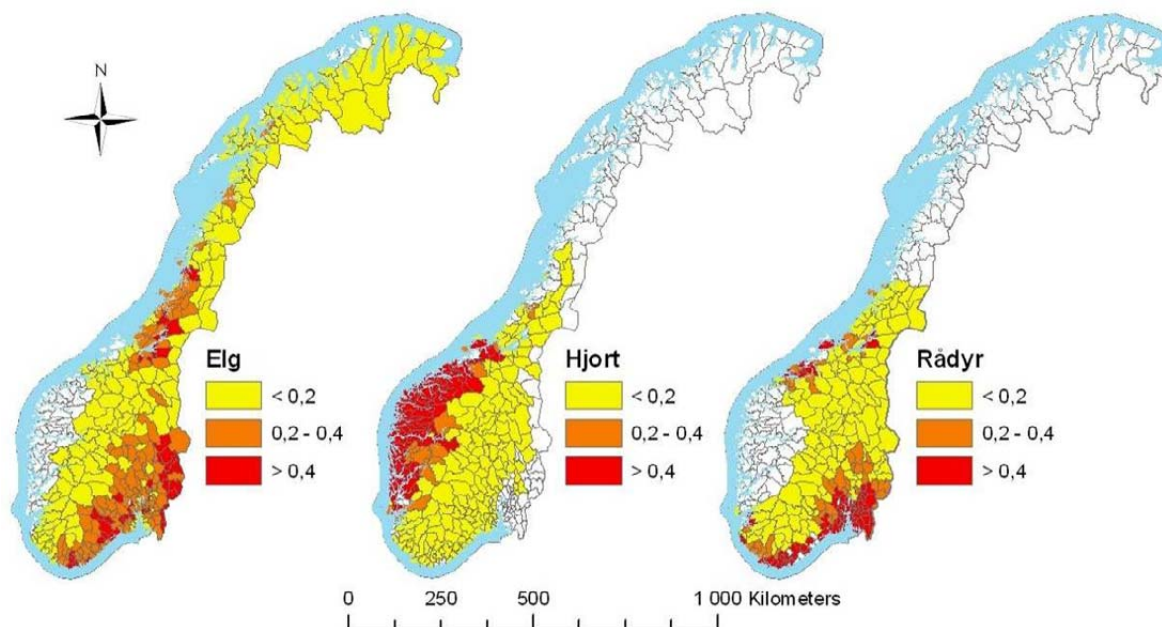
For å begrense antallet *HTU* er det gjennomført tiltak mot viltpåkjørsler på deler av det eksisterende veinettet (Anon 2005). Disse strekker seg fra bruken av fareskilt (kanskje det minst effektive) til oppsetting av viltgjerder (mest effektivt), samt tiltak som rydding av skog langs vei og jernbane (økt sikt), etablering av over og underganger, skremsler (ved bruk av lys, lyd og lukt), og bruk av føring for å hindre hjortevilt i å oppholde seg langs belastede veg og jernbanestrekninger (Anon 2005). Betydningen av slike tiltak har i en viss utstrekning vært undersøkt på lokal skala (eks. Wiseth & Pedersen 1989, Lavsum & Sandegren 1991, Storaas m.fl. 2005), men i liten grad innenfor større område. Det siste kan imidlertid vise seg viktig fordi lokale effekter ikke nødvendigvis kan ekstrapoleres til større områder. Viltgjerder kan for eksempel redusere antallet *HTU* langs belastede veistrekninger (og jernbanestrekninger), men kan samtidig kanalisere eventuelle trekk til andre trafikkrisikoområder (Foster & Humphrey 1995, Clevenger m.fl. 2001). Resultatet kan være at nettoeffekten over et større område er liten eller i verste fall fraværende.

I dette prosjektet ønsket vi å undersøke effekten av vilttiltak enkeltvis og samlet, men dessverre var det vanskelig å oppdrive en god oversikt over fordeling og varighet av tiltak mellom kommuner på landsbasis. Det eneste tiltaket som lot seg kvantifisere med en rimelig presisjon var andel offentlig vei med viltgjerder. På den annen side er viltgjerder antatt å være blant de mest effektive tiltakene mot viltpåkjørsler. Vi forventet derfor et betydelig redusert antall *HTU* i

kommuner med stor andel viltgjerdar når vi samtidig kontrollere for andre innvirkende faktorer mellom områder (eks. bestandstetthet, klima, trafikk).

2 Studieområde, materiale og metode

Studiet er gjennomført basert på data som er innsamlet innenfor alle norske fylker og de aller fleste kommuner der det er åpnet for jakt på elg, hjort eller rådyr. Enkelte små kommuner der det kun svært nylig er åpnet for hjorteviltjakt, er utelatt. Det er stor variasjon mellom fylker og kommuner med data for de respektive artene. Dette gjelder spesielt hjort og rådyr, som har en mer begrenset utbredelse enn elgen (Fig. 2.1).



Figur 2.1. Gjennomsnittlig antall hjortevilt felt pr. km² areal under tregrensa pr. år i periodene 2000-2007 (elg og hjort) og 1993-2000 (rådyr).

2.1 Hjortevilt-trafikk-ulykker (HTU)

Data på antall hjortevilt som er påkjørt på vei og jernbane (antall HTU) er basert på det årlige antallet som er rapportert til SSB (www.ssb.no) i perioden 1970-2007. Dette er individer som er påkjørt og drept i selve ulykken eller individer som er påkjørt og skadet og i etterkant avlivet av dyreetiske årsaker. Individer som er påkjørt, men ikke drept i ulykken eller senere avlivet inngår ikke i denne statistikken. Det offisielle antallet HTU er derfor et minimumsestimat på antallet hjortevilt som dør som følge av trafikkulykker hvert år (se Diskusjonen).

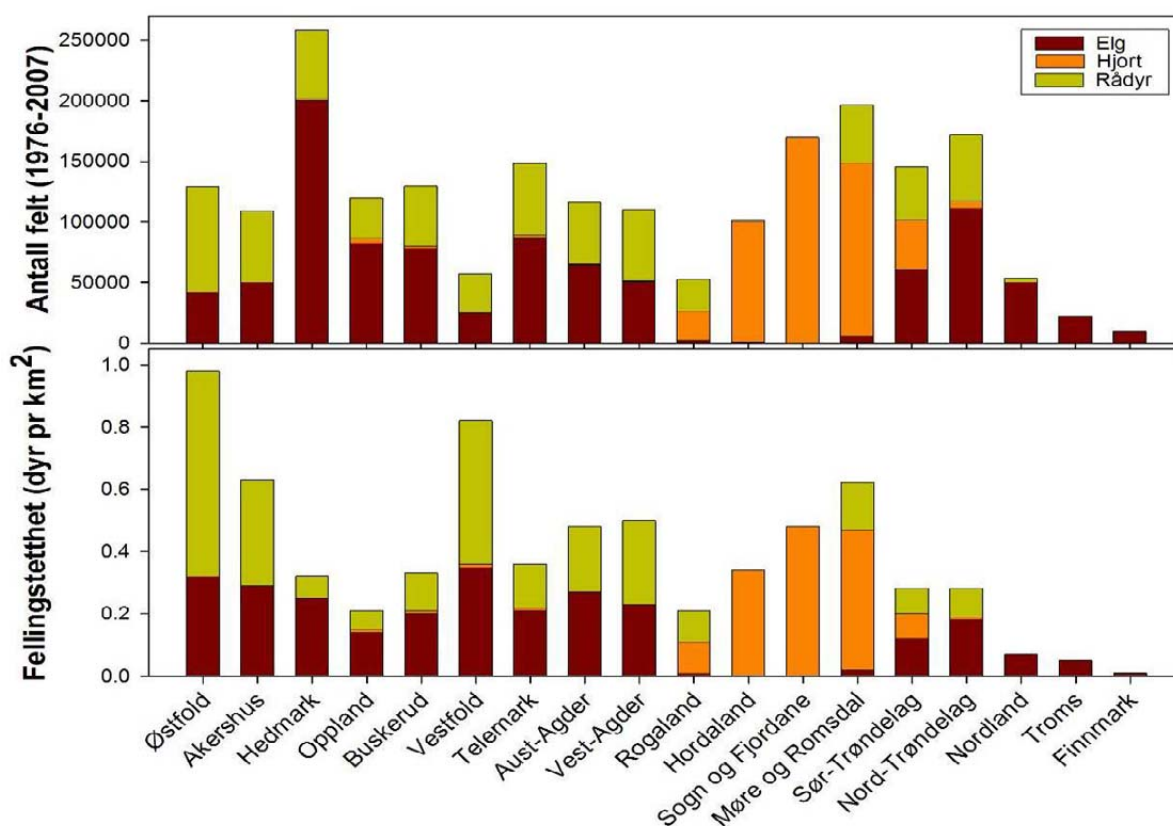
For de første 6 årene av perioden (1970-1975) er påkjørselsstatistikken kun tilgjengelig som nasjonale tall for de respektive artene, fordelt på årsak (vei, jernbane). I de etterfølgende 11 årene (1976-1986) er statistikken fordelt på art og årsak på fylkesnivå, mens den siden 1987 er fordelt på art, årsak og kommune. I perioden 1970-1986 ble påkjørselsstatistikken kun rapportert som antall dyr påkjørt og drept fordelt på art, mens antallet siden 1987 også er splittet på kalv, voksne hunndyr og voksne hanndyr.

I tillegg til den offisielle påkjørselsstatistikken har vi benyttet et materiale med hjortevilt påkjørsler på vei som er innrapportert til Hjorteviltregisteret ved NINA naturdata. Dette materialet inkluderer både hjortevilt som er drept i ulykken og individer som er påkjørt, men som ikke er funnet eller som er friskmeldt. I tillegg inneholder materialet henvisning til tidspunkt på døgnet og dato for ulykken. Materialet inneholder 12 256 rapporterte tilfeller fra 253 kommuner i perioden 1991-2009, men der hovedvekt av data er fra 2006-2008 (74 %). Selv om materialet ikke innbefatter alle påkjørte og drepte hjortevilt langs vei i perioden, antar vi at det er representativt med hensyn til tidspunkt og utfall innen art.

For hjorteviltpåkjørslar på jernbanen har vi i tillegg til den offisielle statistikken benyttet et materiale vi har mottatt fra Jernbaneverket. Dette materialet inkluderte alle registrerte elgpåkjørslar for de ulike banestrekninger i perioden 1991-2008 (pr. 31. august) med henvisning til banestrekning, tidspunkt på døgnet og dato for ulykken. Banestrekning og dato var oppgitt for alle 10 954 registrerte ulykker, mens tidspunkt på døgnet var registrert i 8103 tilfeller (74 %). Sistnevnte var særlig mangelfullt utfylt for ulykker i de første 5-6 årene.

2.2 Bestandsstørrelse og -tetthet

Antallet *HTU* er analysert i forhold til en rekke potensielle årsaksvariabler, hvorav flere kun er å betrakte som relative mål (indekser) på bakenforliggende forhold. Som et relativt mål på bestandsstørrelse har vi hovedsakelig benyttet antallet felte elg, hjort eller rådyr innenfor det aktuelle geografiske nivået (kommune, fylke, land). Antallet felte elg, hjort og rådyr er antatt å være relativt nært korrelert med variasjonen i bestandsstørrelsen i norske kommuner og fylker, men med noen begrensninger (Austrheim m.fl. 2008). I Fig. 2.2 viser vi antallet elg, hjort og rådyr skutt i norske fylker i perioden 1976-2007. Som det fremgår felles det flest hjortevilt i Hedmark, hovedsakelig som følge av et stort antall elg.



Figur 2.2. Totalt antall dyr felt (øverst) og gjennomsnittlig antall dyr felt pr. år og km² areal under den klimatiske tregrensa (nederst) i Norge i perioden 1976-2007, fordelt på art.

Ved å fordele antallet dyr skutt på utmarksarealet under den klimatiske tregrensa (Moen 1998) får vi et estimat på tettheten av hjortevilt i forskjellige fylker. Fig. 2.2 antyder at tettheten av hjortevilt har vært høyest i fylkene rundt Oslofjorden (Østfold, Akershus og Vestfold), samt i Møre og Romsdal. Vurdert ut fra fellingsstatistikken var tettheten av elg og rådyr høyest i Vestfold og Østfold, mens tettheten av hjort var høyest i Sogn og Fjordane og i Møre og Romsdal (Fig. 2.2).

Fellingsdata er innhentet fra jaktstatistikken ved SSB (www.ssb.no), der data er tilgjengelig på kommunenivå for hele studieperioden. Et unntak gjelder for rådyr i perioden 1984-2007. I den første delen av denne perioden (1984-2000) ble antallet felte rådyr ikke rapportert til SSB, men estimert av SSB basert på utvalgsundersøkelser blant jegerne. Antallet ble imidlertid fortsatt

innrapportert til kommunene, og dette materialet er siden sammenstilt til en nasjonal database (Brøseth upubl. data, Grøtan m.fl. 2005) og utgjør grunnlagsmaterialet for antallet rådyrfellinger i denne rapporten. For denne perioden var antallet innrapporterte rådyr betraktelig lavere enn det estimerte antallet. For eksempel ble det estimert et totaluttak på 59 600 rådyr i toppåret 1993 (www.ssb.no), mens kun snaue 38 000 (63 %) rådyr var innrapportert til kommunene. I hvilken grad dette missforholdet skyldes feilestimering av SSB eller om det skyldes underreportering til kommunene er uklart, men vi finner det sannsynlig at fellingsstatistikken for rådyr representerer et underestimert (se Austrheim m. fl. 2008). Antall rådyr felt ble på nytt innlemmet i SSB sin jaktstatistikk fra og med 2000, men denne gangen kun på fylkesnivå.

For elgen har vi også benyttet *sett elg*-data til å beregne en indeks på bestandstetthet (sett elg pr. jegerdagsverk). *Sett elg*-overvåkingen er en systematisk rapportering av antallet elg observert av elgjegere under jakta, fordelt på kjønn og alder (Solberg m.fl. 2006). Denne typen data har vært innsamlet fra de aller fleste elgjaktkommuner siden midten av 1980-tallet (se Solberg m.fl. 2006) og er innhentet etter direkte kontakt med fylker og kommuner som har organisert innsamlingen (www.hjortevilt.no). Som for antallet felte dyr er det en positiv samvariasjon mellom bestandstettheten av elg og antallet elg sett pr. jegerdagsverk (Solberg & Sæther 1999) når undersøkelsesområdet er tilstrekkelig stort (Sylvén 2000).

Fra *sett elg*-materialet beregnet vi også en indeks på kjønnsraten og kalverekruttingen i deler av undersøkelsesperioden. Kjønnsraten ble beregnet som andel okser av alle voksne elg observert under jakta, mens kalverekruttingen var andelen kalv observert av alle dyr med kjent kjønn og alder. Det eksisterer fortsatt lite kunnskap om hvor nøyaktig den observerte kjønnsraten reflekterer kjønnsstrukturen i bestanden (Solberg m.fl. 2002), men basert på observasjonsfrekvensen av radiomerkede elger er det mye som tyder på at oksene observeres med noe større sannsynlighet enn kyr (Roer & Gangsei 2008, Solberg m.fl. upubl. data), sannsynligvis på grunn av høyere aktivitetsnivå under jakta (Sæther m.fl. 2001, Rolandsen m.fl. upubl. data).

2.3 Trafikkbelastning

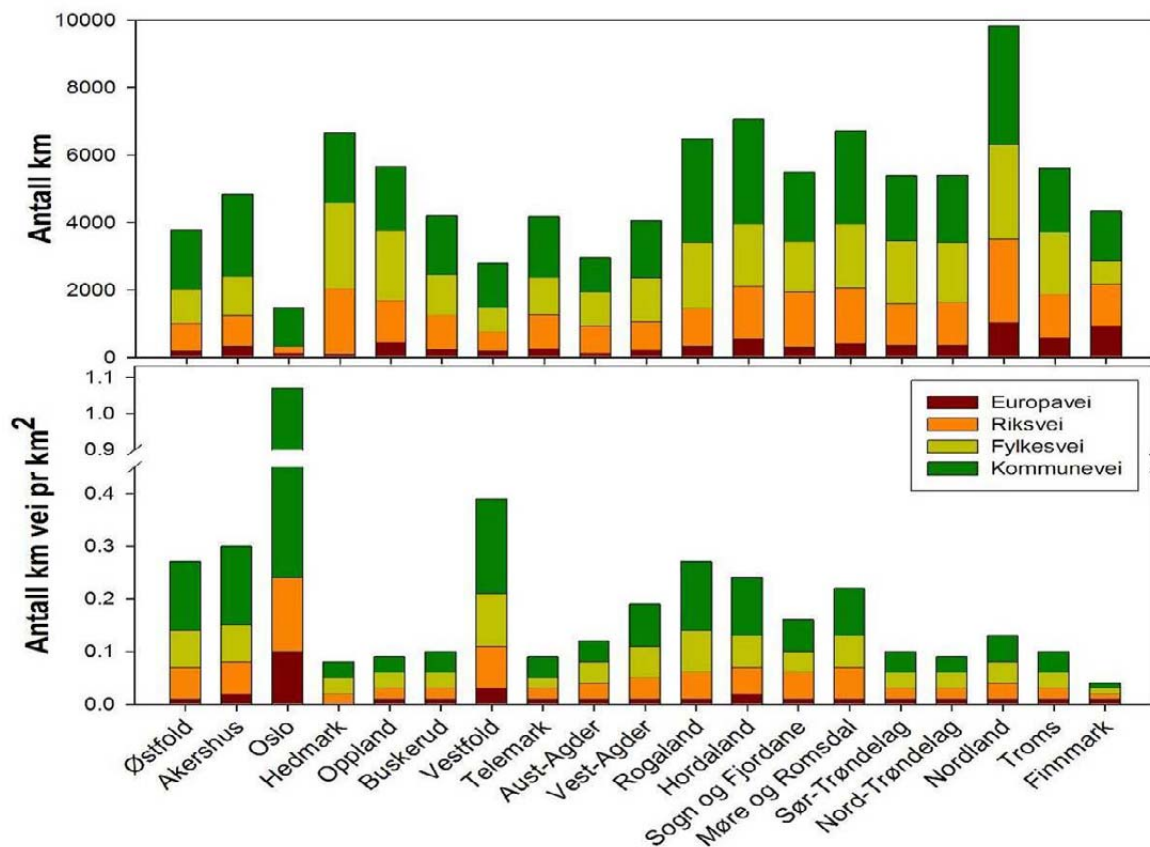
Som relative mål på trafikkbelastning har vi benyttet data på veilengde, veitetthet og antall personbiler. For jernbanetrafikken har vi benyttet antallet passasjerkilometer. Materialet er innsamlet fra SSB (www.ssb.no), Statens vegvesen (Vbase, www.vegvesen.no) og Jernbaneverket (www.jernbaneverket.no).

Antall kilometer jernbane pr. kommune og fylke er estimert fra kart (N50-kartserien, Statens Kartverk, Norge Digitalt). Vi har kun benyttet data fra det offentlige veinettet (Europavei, riksvei, fylkesvei og kommunale veier), men ikke private veier eller skogsbilveier. Dette er basert på antagelsen om at få hjortevilt påkjøres på slike veier, på grunn av lav hastighet og lite trafikk.

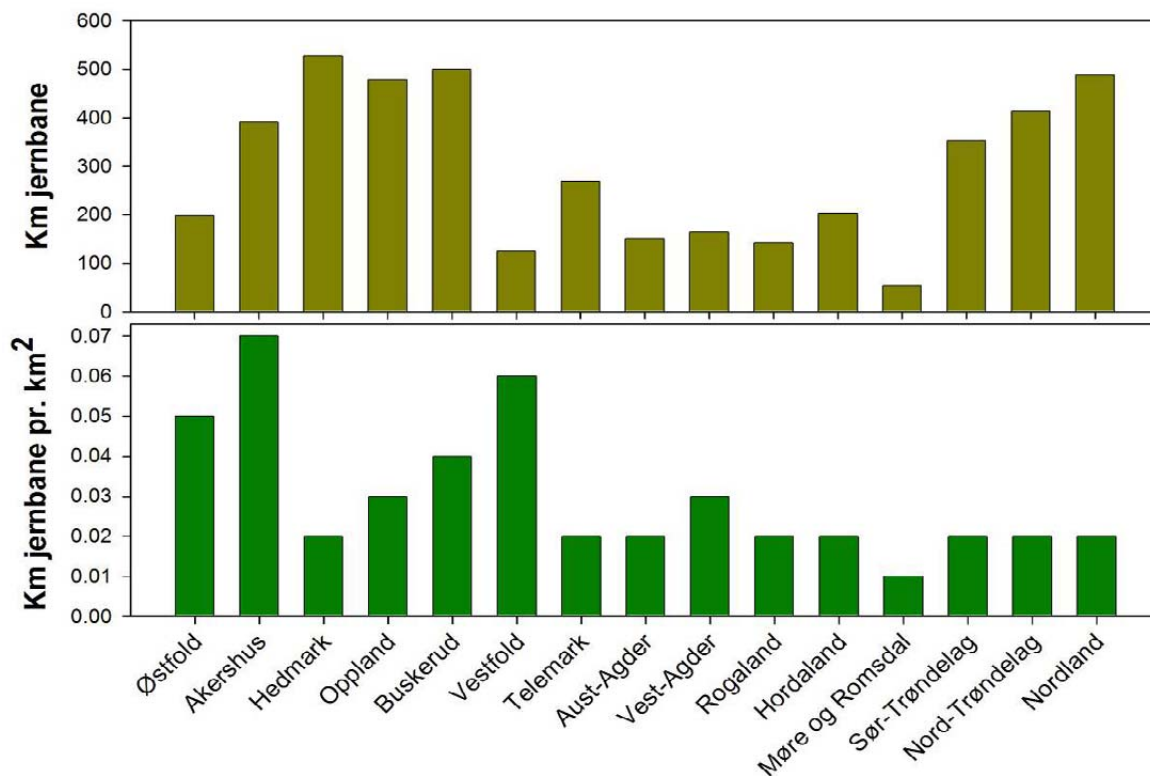
Veilengden er målt som antall kilometer (km) vei fordelt på veitype, kommune og fylke i 2007. Veier utbedres jevnlig, men det har vært liten økning i det totale antallet kilometer veg i Norge i løpet av de siste 10 årene (www.ssb.no). Veitettheten ble estimert som antall kilometer vei fordelt på arealet under den klimatiske tregrensa. Kun en svært liten andel av det offentlige veinettet befinner seg over den klimatiske tregrensa i Norge (www.ssb.no).

I Fig. 2.3 viser vi antall kilometer og tettheten av vei fordelt på veitype og fylke i Norge i 2007. Antallet kilometer offentlig vei er høyest i Nordland og Hedmark og lavest i Vestfold og Aust-Agder. Den desidert høyeste tettheten av vei finner vi i Oslo, etterfulgt av de tettest befolkede fylkene på sentrale Østlandet og på Vestlandet. Til tross for høyt antall kilometer vei i Hedmark og Nordland, er tettheten av vei relativt lav i disse fylkene.

Fordelingen av jernbanenettet mellom fylker følger i noen grad det samme mønsteret som veinettet (Fig. 2.4). Flest antall kilometer jernbane finner vi i Hedmark, Oppland, Buskerud og Nordland, mens tettheten er høyest i Oslo-Akershus og Vestfold. I fylkene Troms og Finnmark er det ikke jernbane.

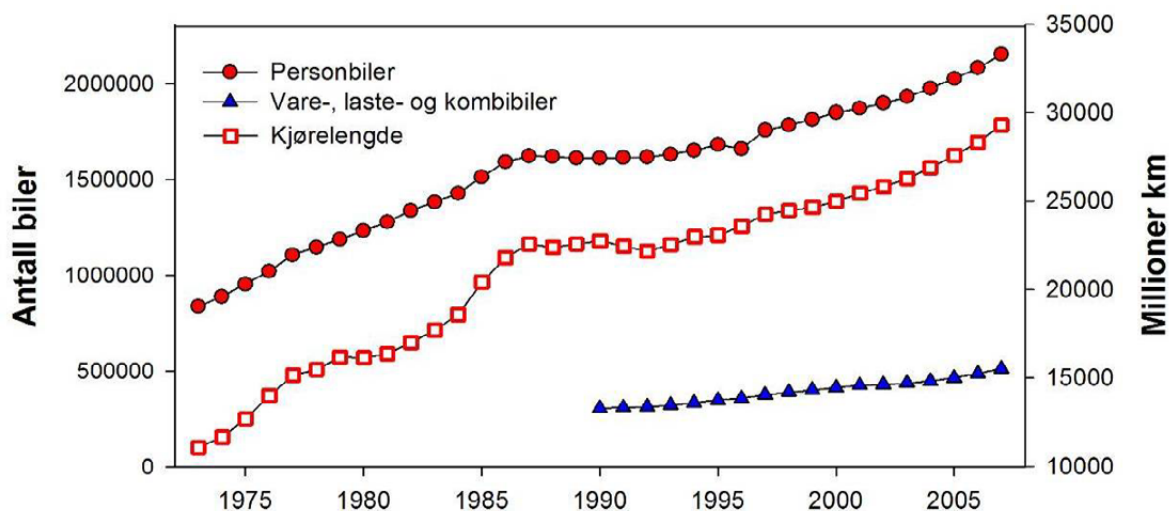


Figur 2.3. Antall kilometer offentlig vei (øverst) og antall kilometer offentlig veg pr. km² areal under den klimatiske tregrensa, fordelt på veitype og fylke i Norge i 2007. Merk at y-aksen i nedre panel er brutt på grunn av høye verdier i Oslo.



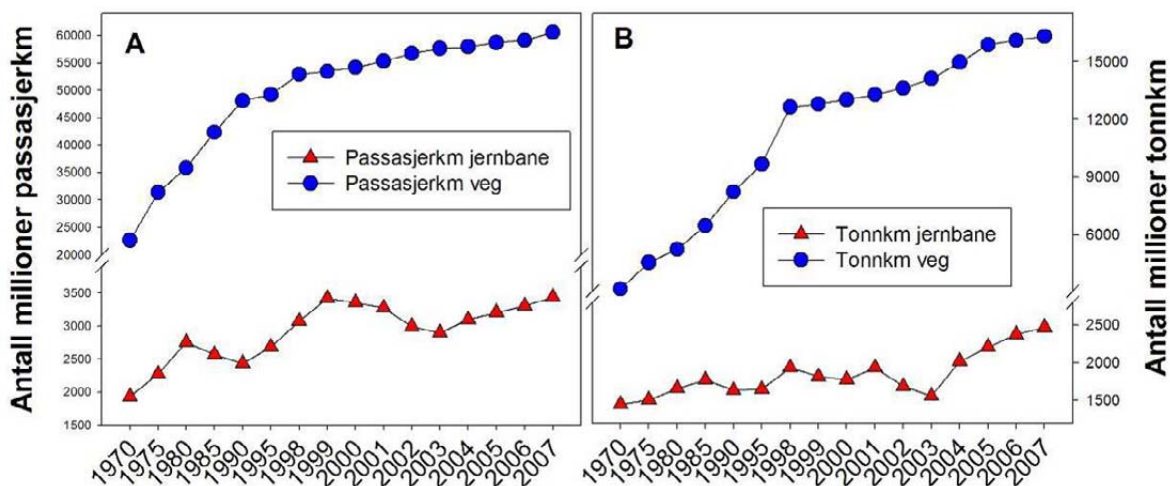
Figur 2.4. Antall kilometer jernbane (øverst) og antall kilometer jernbane pr. km² areal under den klimatiske tregrensa (nederst) fordelt på fylke i Norge i 2007. Oslo inngår i Akershus.

Som mål på utviklingen i trafikkbelastning over tid benyttet vi antallet personbilkilometer. Denne ble beregnet som antallet registrerte personbiler multiplisert med gjennomsnittlig årlig kjørelengde pr. bil (se NOS C 740, www.ssb.no). Personbiler utgjør den desidert største andelen av alle kjøretøy (inkludert lastebiler, varebiler, traktorer, mopeder, motorsykler og påhengsvogner) i Norge (> 50 % i perioden 2001-2007, www.vegvesen.no) og data er tilgjengelig på fylkesnivå tilbake til 1973. Som mål på kjørelengde pr. år benyttet vi et landsdekkende estimat utviklet av SSB og Transportøkonomisk institutt (se www.toi.no). Dette antyder at gjennomsnittlig årlig kjørelengde har variert mellom 11 800 kilometer og 14 200 kilometer i perioden 1970-2001. For perioden 2002-2007 antok vi den samme kjørelengden som i 2001 (13 600 kilometer).



Figur 2.5. Utviklingen i antall biler og antall personbilkilometer i Norge i perioden 1973-2007. Data fra SSB (www.ssb.no).

Antallet registrerte personbiler i Norge (utenom Svalbard) økte fra omkring 838 000 i 1973 til 2 153 000 i 2007 (Fig. 2.5). For perioden 1975-2007 gir dette en økning med en faktor på 2,26. Antall millioner personbilkilometer (antall biler * gjennomsnittlig kjørelengde) økte i den samme perioden med en faktor på 2.31 (Fig. 2.6). Utviklingen var relativt lik i alle fylker.



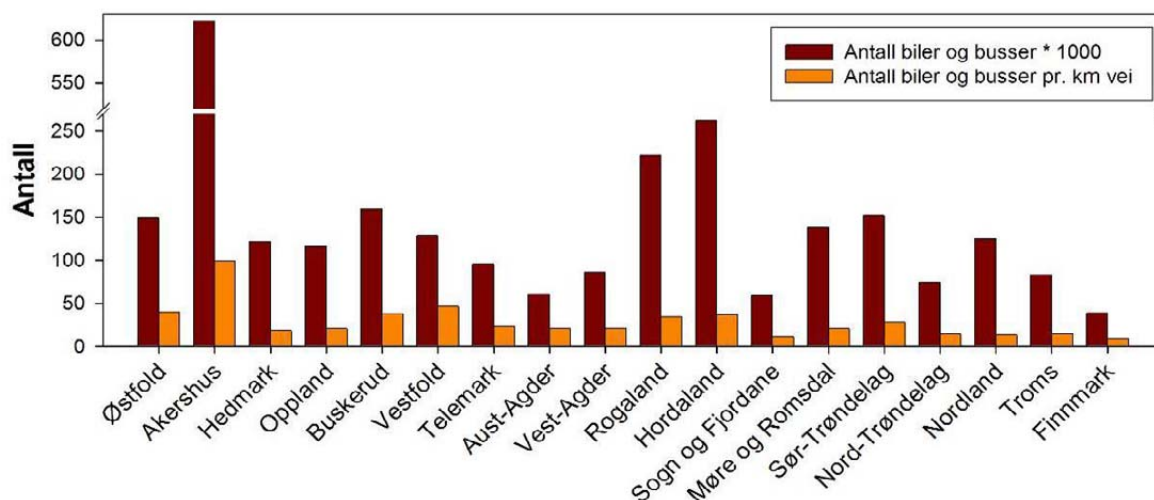
Figur 2.6. Utviklingen i A) antall millioner passasjerkilometer (antall passasjerer * antall kilometer reise) og B) antall millioner tonnkm (antall tonn gods * antall kilometer) pr. år i Norge i perioden 1970-2007 fordelt på vei og jernbane. Merk at skalaen på x- og y-aksen ikke er kontinuerlig. Data fra SSB (www.ssb.no) og Transportøkonomisk institutt (www.toi.no).

Økningen i antall personbilkilometer er noe høyere enn antallet passasjerkilometer (antall passasjerer * antall km reise) basert på all type veitransport i perioden 1975-2007 (www.ssb.no, økning med faktor på 1,92), men noe under økningen i antall tonnkilometer (antall tonn gods * antall km transport) på veinettet (faktor på 3,57). Veldig mye av den samme utviklingen er imidlertid til stede i alle disse indeksene, noe som tilsier at antall personbilkilometer reflekterer utviklingen i veitrafikk rimelig bra.

For å beskrive utviklingen i trafikkbelastning på jernbanen benyttet vi utviklingen i antall passasjerkilometer for hele landet (www.ssb.no). I perioden før 1998 er denne kun tilgjengelig for hvert 5. år. Data for de mellomliggende årene beregnet vi ved å intrapolere lineært. Sammenlignet med veitrafikkøkningen er trafikkøkningen vesentlig lavere på jernbanen (Fig. 2.6). I løpet av perioden 1975-2007 økte antallet passasjerkilometer med 1,51, mens godsmengden (antall millioner tonnkilometer) økte med 1,64.

Som mål på veitrafikkbelastning i forskjellige kommuner benyttet vi fordelingen av antallet kjøretøy utenom motorsykler i forhold til eiers bostedsadresse (www.ssb.no), samt antallet kjøretøy pr. kilometer offentlig vei. Fylkesfordelingen av disse variablene i 2007 er vist i Fig. 2.7. Grovt sett er det høyest trafikkbelastning på veinettet i fylker med høyt antall kjøretøy (og folk), slik som i Oslo-Akershus, Østfold, Buskerud og Vestfold. Den høyeste belastningen finner vi naturlig nok i Oslo-Akershus, med nærmere 100 kjøretøy pr. kilometer offentlig vei. Den andre ytterligheten finner vi i Finnmark og i Sogn og Fjordane, der hver kilometer vei belastes med mindre enn 11 kjøretøy i gjennomsnitt pr. år.

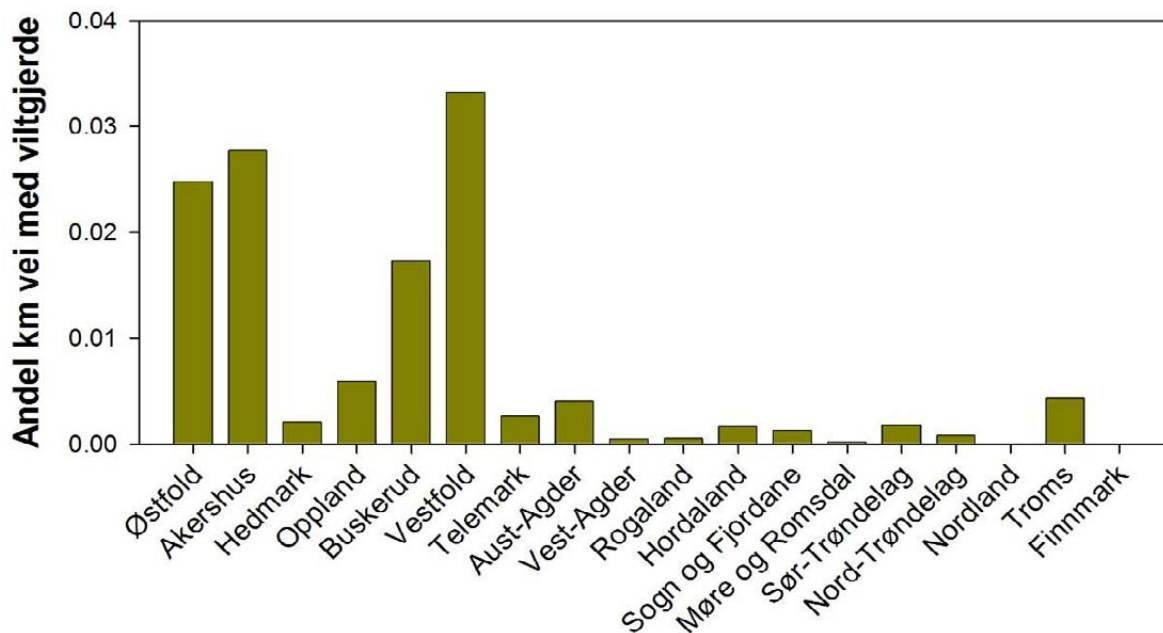
Trafikkbelastningen kan også måles som antall kjøretøy på en gitt veistrekning pr. år og døgn (ÅDT). Slik statistikk er samlet inn fra en rekke veistrekninger i Norge i løpet av de siste årene, og vil være godt egnet for undersøkelser av variasjonen i antall HTU mellom veistrekninger. Den er imidlertid vanskelig å bruke som et mål på trafikkbelastningen mellom arealenheter som fylker og kommuner, og over det tidsspennet som inngår i våre analyser.



Figur 2.7. Gjennomsnittlig antall kjøretøy utenom motorsykler (i antall 1000) og antall kjøretøy pr. kilometer offentlig vei fordelt på eiers hjemstedsfylke i 2007. Merk at y-aksen er delt på grunn av svært høye verdier i Akershus. Oslo inngår i Akershus.

2.4 Vilttiltak

En rekke vilttiltak er gjennomført i norske kommuner for å redusere antallet HTU og andre vilt-påkjørsler. De mest vanlige er fareskilt, siktrydding, viltgjerding, viltverganger/viltunderganger og føring (Anon. 2005, Storaas m.fl. 2005, Wiseth & Pedersen 1989). Viltgjerding har vist seg mest effektivt og er den typen tiltak som enklest lar seg kvantifisere på fylkes og kommunenivå da dette i all hovedsak er gjennomført av veivesenet.



Figur 2.8. Andel kilometer offentlig veg med viltgjerde fordelt på fylke i 2008 (data fra NVDB, www.vegvesen.no).

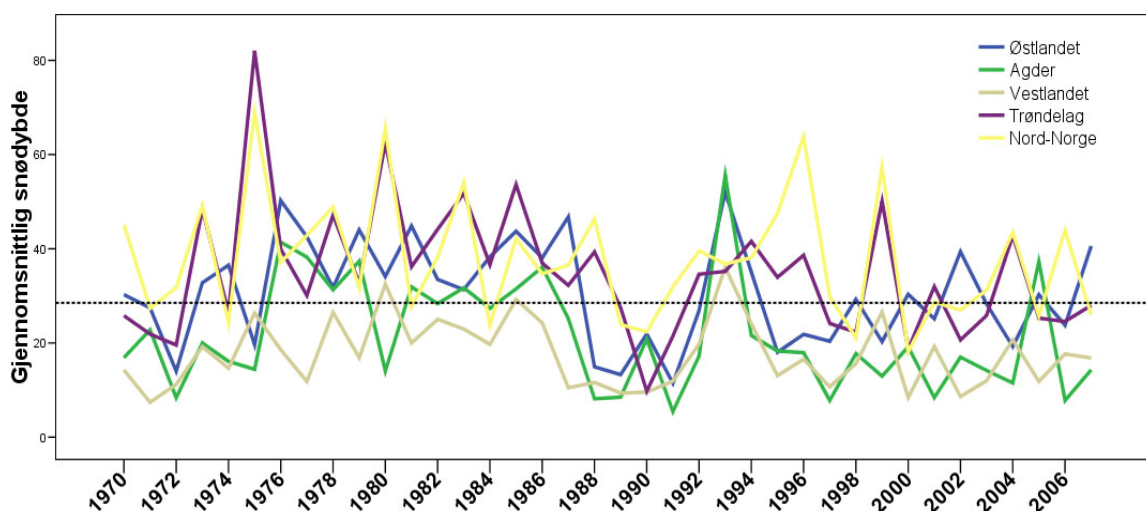
Som et mål på graden av tiltak innenfor hver kommune har vi i analysene benyttet antallet kilometer vei med viltgjerder i forhold til antallet kilometer offentlige vei (andel vei med viltgjerde). Antallet kilometer vei med viltgjerde er innhentet fra Nasjonal Veidatabank (NVDB, www.vegvesen.no). Fra Statens vegvesen, vegdirektoratet, er det påpekt at databasen ikke er helt oppdatert i forhold til alle oppsatte viltgjerder, eller andre gjerder som kan fungere som viltgjerder (Bjørn Luell, pers. kom.). Vi antar likevel at den relative fordelingen av viltgjerder mellom fylker gir et rimelig representativt bilde på fordelingen mellom områder.

Totalt er det omkring 570 km vei med viltgjerder i Norge, men med stor variasjon mellom kommuner og fylker. Totalt er det 107 kommuner registrert med viltgjerder i basen. Størst antall kilometer finner vi i Akershus, Østfold, Vestfold og Buskerud. De samme fylkene dominerer også med hensyn til andelen av det offentlige veinettet som er skjermet med viltgjerder (Fig. 2.8).

2.5 Klimatiske forhold

Klimadata ble innsamlet fra alle tilgjengelige meteorologiske stasjoner under tregrensa (men ikke fra fyrstasjoner, Meteorologisk Institutt, eklima.met.no), hvorpå klimavariablene ble beregnet fra et gjennomsnitt av verdiene målt på hver stasjon innenfor den aktuelle geografisk enhet. Som et mål på snødybden benyttet vi gjennomsnittet av månedsmiddelsnødybden for perioden november-april, mens vinterlengden ble målt som antallet måneder med middelsnødybde over 5 cm. Vintertemperaturen ble beregnet som et gjennomsnitt av månedsmiddeltemperaturen for perioden januar-mars, mens sommertemperaturen er gjennomsnittet av månedsmiddeltemperaturen i juni-august.

Som vist i Fig. 2.9 har det vært stor variasjon i den gjennomsnittlige snødybden registrert ved norske meteorologiske målestasjoner fra 1970 til 2007. Felles for snødybden og vinterlengden er dessuten en nedadgående trend, som antyder at vintrene blir generelt kortere og mindre snørike. Tilsvarende har vintrene blitt gradvis litt mildere og somrene gradvis noe varmere.



Figur 2.9. Årsvariasjon i gjennomsnittlig snødybde (i cm for perioden november-april) i perioden 1970-2007. Årstallet angir først året i vinterhalvåret (eks. 1970 er vinterhalvåret 1970-71). Data fra 1157 meteorologiske stasjoner under den klimatiske tregrensa. Stipla linje viser gjennomsnittet for hele landet i perioden.

På bakgrunn av tidligere studier forventer vi at snødybden vil være viktig for variasjonen i antall HTU. Det var imidlertid høy grad av samvariasjon mellom snødybden og flere av de andre vinterklimavariablene. Et nært forhold mellom forklaringsvariablene gjør det vanskeligere å skille ut de mest sannsynlige årsaksvariablene. For eksempel vil en positiv effekt av snødybde (høyt antall HTU i snørike vintre) også kunne skyldes en lang vinter eller en kald vinter da disse to variablene er henholdsvis positivt og negativt korrelert med snødybden. For å redusere effekten av samvarierende forklaringsvariabler, valgte vi å ikke inkludere vinterlengden i analysene, mens vi beholdt temperaturvariablene.

2.6 Variasjon i terrenghøyde og snødybde mellom områder

Som mål på kommunen eller fylkets høyde over havet benyttet vi den gjennomsnittlige høyden av det totale areal under den klimatiske tregrensa. Gjennomsnittet var basert på høyden i hvert 100*100 m² pixel. Vi brukte den klimatiske tregrensa, som ligger noe over den faktiske tregrensa (Moen 1998). Dette fordi skoglevende hjortevilt også benytter deler av de lavalpine områdene sommerstid.

I tillegg til gjennomsnittshøyden beregnet vi høydeforskjellen mellom høyeste og laveste punkt for arealet under den klimatiske tregrensa. Denne høydegradienten kan si noe om gevinsten en elg, hjort eller rådyr kan forvente i endrede levetilstander ved å forflytte seg innenfor et område. I alle landsdelene er det økende snødybde og lengre vintre med økende høyde over havet. Det betyr at hjortevilt som tilbringer sommerhalvåret høyt i terrenget vil oppleve vesentlig enklere snøforhold og kortere vintre (lengre beitetid på feltsjiktarter) ved å trekke ned i terrenget i vinterhalvåret.

Høydegradienten er naturlig nok høyere i fjellkommuner enn i lavlandskommuner, men først og fremst innen landsdel. Mange lavlandskommuner på Østlandet har for eksempel større høydegradient enn fjellrike kommuner langs kysten i Nord-Norge fordi tregrensa i nord er lavere (0-700 moh.) enn i sør (900-1300 moh.).

Vi forventet også at andelen av en lokal hjorteviltbestand som trekker mot lavereliggende områder vil være høyere i landskap der en stor andel av utmarksarealet under skoggrensa befinner seg høyt enn der det skogkledde utmarksarealet befinner seg lavt, gitt samme høydegradient. Det første er typisk for deler av Østlandet og Trøndelag, der tregrensa ligger relativt høyt, og store skogområder befinner seg mellom dalførene. Den motsatte ytterligheten finner vi i sto-

re deler av Nord-Norge og på Vestlandet. Der ligger vanligvis tregrensa et stykke opp i dalsidene, mens mesteparten av terrenget mellom dalførene befinner seg over tregrensa.

For å gripe noe av denne variasjonen beregnet vi en indeks, kalt terrengeomfologi, basert på forholdet mellom median- og gjennomsnittlig høyde innen hver kommune. Kommuner der medianverdien er lavere enn gjennomsnittsverdien (median-snitt < 0) har det meste av arealet under tregrensa relativt lavt, mens kommuner med medianverdi høyere enn snittverdien (median-snitt > 0) har relativt sett mer areal høyt. Gitt ellers like forhold (eks. hjortevilttetthet), forventer vi høyere konsentrasjoner av hjortevilt i kommuner med høy enn med lav terrengeomfologi-verdi. Av samme grunn, og fordi bosetninger og trafikk er konsentrert til lavereliggende områdene, forventer vi høyere antall *HTU* i kommuner med høy terrengeomfologi.

Vi beregnet også et mål på snødybden og snødybdevariasjonen innenfor fylker og kommuner i studieperioden basert på snødybdekart produsert av Norges vassdrag og energidirektorat, NVE (www.senorge.no). Snødybden ble beregnet som et gjennomsnitt av dybden innen alle 100*100 m² pixel under den klimatiske tregrensa inne fylke eller kommune innen år. Tilsvarende beregnet vi snøvariasjonen som varianskoeffisienten (CV = standardavvik/gjennomsnitt) basert på alle pixelverdiene under tregrensa. For å begrense innflytelsen av variasjon mellom år beregnet vi så et gjennomsnitt basert på snitt- og CV-verdier i perioden 1993-2007. Disse verdiene er derfor kun et uttrykk for variasjonen mellom områder og ikke over tid.

Verdiene ble beregnet både for kommuner og fylker. Fylkesverdiene ble beregnet som gjennomsnittet av kommuneverdiene innen fylke, vektet for arealet under den klimatiske tregrensa pr. kommune.

2.7 Analyser og prediksjoner

HTU-materialet ble beskrevet og analysert basert på data fra varierende tidsperioder og innen tre romlige nivå: Nasjonalt, fylkesvis og kommunevis. Som responsvariabler benyttet vi antall *HTU* eller andel *HTU* for de respektive artene. Andel *HTU* ble beregnet som antallet *HTU* dividert med antallet hjortevilt felt innefor et område og år. Denne variabelen antar implisitt at bestandsstørrelsen, målt som antall dyr felt, er en viktig årsak til variasjonen i antall *HTU*, og at effekten av denne er uavhengig av andre forklaringsvariabler. Ut fra antagelsen om at antall dyr felt er en rimelig presis indeks på bestandsstørrelsen, sier andelen *HTU* også noe om den relative risikoen for å bli drept på vei eller jernbane i et område. Den kan i mindre grad benyttes til å sammenligne påkjørselsrisiko mellom arter da de forskjellige artene har forskjellig rekrutteringsrater og naturlig dødelighetsrater.

Antall eller andel *HTU* ble beregnet samlet for bil og tog (*HTU-trafikk* eller kun *HTU*) eller for hver enkelt påkjørselsårsak (*HTU-bil*, *HTU-tog*) separat. For artsspesifikke verdier ble artsnavnet inkludert i notasjonen (eks. *elg-trafikk*, *elg-bil*, *elg-tog*).

2.7.1 Variasjon innen døgnet og året

Deskriptive analyser av variasjonen i påkjørselstidspunkt ble gjennomført ved å forholdet antall *HTU* for de respektive artene på vei og jernbane med tidspunkt på døgnet og måned. Fordi vi ikke hadde detaljerte data på trafikkvolumet gjennom døgnet eller året, var det imidlertid umulig å avklare i hvilken grad påkjørselsfrekvensen skyldes varierende krysningsfrekvens hos hjorteviltet, varierende årvåkenhet hos sjåførene eller varierende antall biler og tog på vei og jernbane. Ved å sammenligne antallet *HTU* på vei og jernbane kunne vi likevel få et inntrykk av de respektive faktorenes innvirkning på påkjørselsfrekvensen.

2.7.2 Variasjon over år

Modellanalysene av variasjonen i antall *HTU* over år ble gjort på nasjonalt (1970-2007) og fylkesnivå (1976-2007) for å utnytte de lengre tidsseriene med data. På nasjonalt nivå undersøkte vi variasjonen i antall *HTU* i forhold til antall dyr skutt og trafikkbelastning på henholdsvis vei og jernbane.

På fylkesnivå testet vi generaliserte lineære modeller (GENLIN, Spss 2007) med bestandstetthet, klima, trafikkbelastning og kjønnsrate inkludert som forklaringsvariabler og fylke som faktor. Jaktuttaket ble benyttet som et mål på bestandsstørrelsen for alle artene. I tillegg testet vi betydningen av antall elg sett pr. jegerdagsverk som et mål på bestandsstørrelsen av elg. Som mål på variasjonen i klima benyttet vi klimavariablene beskrevet i kap. 2.5, mens trafikkbelastningen ble målt som variasjonen i antall personbilkilometer på fylkesnivå. Kjønnsraten ble målt som andelen hanner av eldre dyr innen år og fylke, og ble kun undersøkt for elg. Vi testet separate modeller for antall *HTU-bil* og *HTU-tog* for elg, men kun for antall *HTU-bil* for de andre artene (pga. av få *HTU-tog*).

Vi undersøkte betydningen av de enkelte forklaringsvariablene for variasjonen i antall *HTU* i separate (univariate) modeller (Pearson korrelasjon) før vi testet deres relative betydning i multivariate modeller. Vi evaluerte forklaringsverdien av de forskjellige multivariate modellen innen art og dødsårsak (bil, tog) ved bruk av AIC-seleksjonskriteriet, der modellene med lavest AIC ble vurdert til å gi den beste forklaringen (Burnham & Anderson 1998). Vi undersøkte også betydningen av 2-veisinteraksjoner der vi hadde spesifikke forventninger (se under).

Før analysering ble antall *HTU* og alle forklaringsvariablene ln-transformert for å stabilisere variansen og gjøre residualverdiene normalfordelt. I tillegg gjør dette det lettere å tolke hvorvidt det er et proporsjonalt forhold mellom antall *HTU* og forklaringsvariablene (f. eks. om antall *HTU* øker med samme takt som antall dyr felt). Fordi variasjonen i antall *HTU* over tid var best forklart med variasjonen i antall dyr felt, benyttet vi andel *HTU* (\ln antall *HTU* – \ln antall felt) som responsvariabel. Vi kontrollerte ikke for eventuell autokorrelasjon i de statistiske modellene. Residualverdiene fra de beste multivariate modellene var imidlertid lite autokorrelerte, noe som antyder at det meste av avhengighet mellom observasjonene var forklart i modellene.

Basert på hypotesene beskrevet i Introduksjonen forventer vi at variasjonen i andel *HTU* over tid vil være positivt assosiert med trafikkbelastningen og snødybden. Dette fordi antallet vei og jernbanekrysninger øker med et økende antall hjortevilt i bestanden og når en stor andel av bestanden oppholder seg i områder med høy trafikkrisiko (på grunn av mye snø). I tillegg forventet vi at andel *HTU* vil være høyere i år med kalde vintre og kjølige somre. Vi testet også for en interaksjon mellom snødybde og vintertemperatur fordi effekten av kalde vintre kan forventes å være større i vintre med mange dyr nært vei og jernbane. Betydningen av varierende kjønnsrate ble kun undersøkt for elgen. Basert på observasjoner som viser at oksene beveger seg lengre og raskere enn kyr forventet vi høyere antall *elg-trafikk* i år med høy andel okser i bestanden.

På grunn av varierende utbredelse av de forskjellige hjorteviltartene er det lite tilgjengelige data på *HTU* og jaktuttak i enkelte fylker. For å redusere innflytelsen av usikkerheten som følger av lav utvalgsstørrelse har vi kun inkludert data fra fylker der flere enn 50 dyr er skutt i gjennomsnitt pr. år i perioden 1976-2007 i de statistiske modellene. For elgens del betyr det at alle fylkene unntatt Sogn og Fjordane og Hordaland, inngår med data. For hjorten inkluderer vi data fra Oppland, Vestlandsfylkene og Sør-Trøndelag. Rådyrdata er inkludert fra alle fylkene med unntak av Hordaland, Sogn og Fjordane, Nordland, Troms og Finnmark. For elg og rådyr er data fra Oslo inkludert i Akershus.

Vi gjennomførte også noen enkle tidsrekkeanalyser på kommunenivå for å avdekke graden av samvariasjon mellom antall *HTU-bil* og jaktuttaket. Vi inkluderte kun kommuner med i gjennomsnitt ≥ 5 *HTU* pr. år i studieperioden for en gitt art for å begrense innflytelsen av små og usikre utvalg. Vi undersøkte likevel hvorvidt korrelasjonen var påvirket av utvalgsstørrelsen (antall felt, antall observasjoner), og graden av variasjon i henholdsvis antall elg felt og antall elg sett pr. jegerdagsverk. Vi forventet noe lavere korrelasjon mellom antallet *HTU-bil* og bestandstetthetsindeksene i kommuner med liten variasjon i bestandstetthet og i kommuner med tetthetsindekser basert på små utvalg. Dette fordi andelen av den observerte variasjonen som skyldes tilfeldige feil gjerne er større i bestander som varierer lite, samt i bestander med små utvalg.

2.7.3 Romlig variasjon mellom fylker og kommuner

De romlige analysene ble gjennomført ved bruk av antall og andel *HTU* som responsvariabel på henholdsvis fylke- og kommunenivå. Responsvariablene ble beregnet som et gjennomsnittlig for perioden 2000-2007 for elg og hjort, og for rådyr på fylkesnivå. På kommunenivå, der fellingsdata for rådyr ikke er tilgjengelig etter år 2000, benyttet vi data fra perioden 1993-2000.

Variasjonen i andel *HTU-bil* mellom fylker og kommuner ble analysert på artsnivå i forhold til variasjonen i snødybde, snøvariasjon, kjønnsrate (kun for elg), kalveandel (kun elg), høydegradient, terrengmorfologi, veitetthet, antall kjøretøy pr. veikilometer (trafikkintensitet) og andel veier med viltgjerde.

Vi testet også for variasjon i bestandsvekstrate mellom bestander. Det ble gjort for å kontrollere for at antallet dyr felt vil utgjøre en større andel av bestanden i perioder med bestandsnedgang (det er derfor bestanden synker) enn i perioder med bestandsøkning (det er derfor bestanden øker). I nedgangsperioder forventer vi derfor at andel *HTU* er lavere enn i oppgangstider (positiv samvariasjon). Bestandenes vekstrate ble beregnet som stigningstallet i en regresjon mellom \ln antall dyr felt og år innefor samme studieperiode som lå til grunn for beregningen av andel *HTU-bil*.

Vi benyttet generaliserte lineære modeller (GENLIN, Spss 2007) og \ln -transformerte verdier i de romlige analysene. Tilsvarende testet vi både univariate og multivariate forhold, og diskriminerte mellom modeller ved bruk av AIC-seleksjonskriteriet (Burnham & Anderson 1998). Vi testet for additive effekter av forklaringsvariablene, samt interaksjonseffektene når vi hadde spesifikke forventninger om interaksjon mellom to variabler.

Antallet fylker og kommuner som inngår i disse analysene varierer mellom arter som følge av varierende utbredelse og bestandstetthet. For å begrense innflytelsen av små og usikre utvalg, har vi kun inkludert kommuner med i gjennomsnitt 20 dyr skutt pr. år i studieperioden for en gitt art. I tillegg vektet vi modellene med gjennomsnittlig antall dyr felt i perioden. Kommuner med mye data har således større innvirkning på det endelige resultatet enn kommuner med lite data. Vektingen hadde imidlertid liten effekt på det endelige resultatet. Hvilke kommuner som inngår med data er vist i Resultatkapittelet.

2.7.4 Presentasjon av resultater

For å øke leservennligheten er utfallet av de statistiske modellanalysene hovedsakelig presentert med ord og i liten grad som parameter-, konfidens- og sannsynlighetsestimater. I tillegg har vi prøvd å illustrere resultatene i figurer og i kart. Testresultatet er vurdert som statistisk signifikant ved p -verdier $\leq 0,05$.

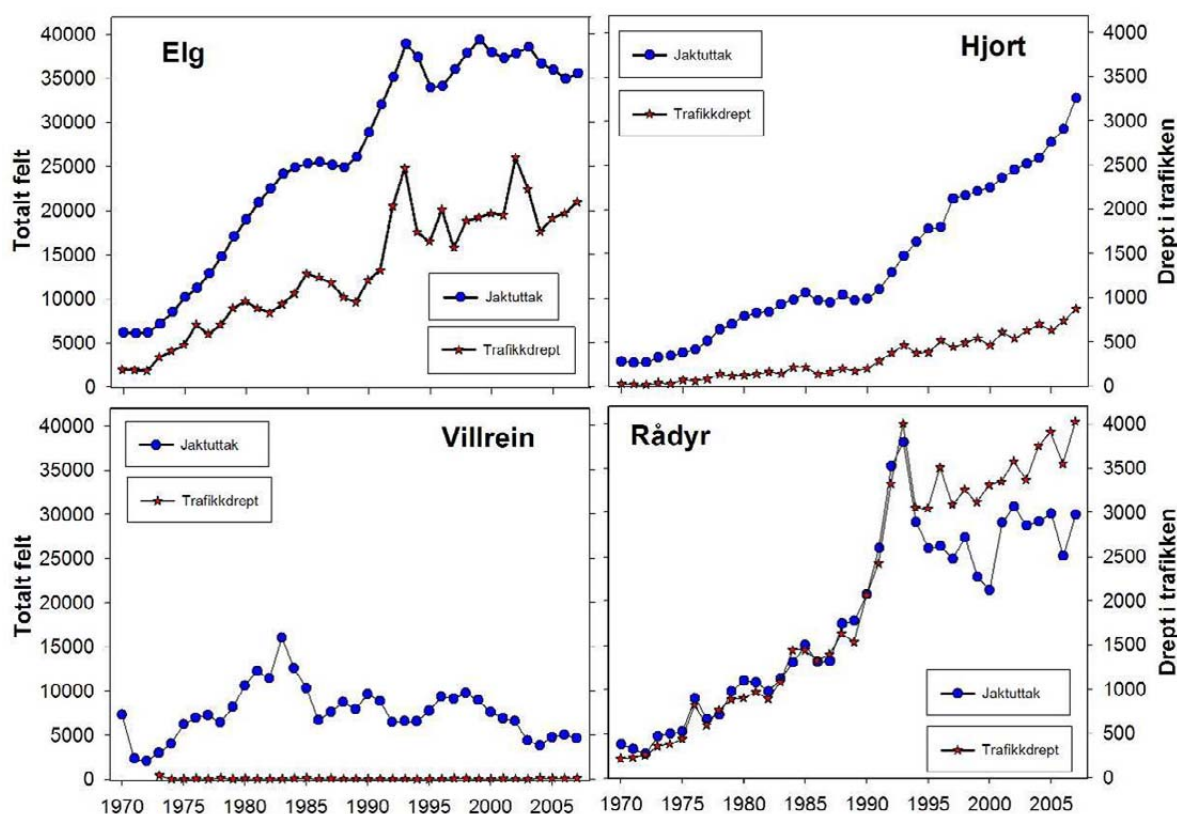
3 Resultater

3.1 Utvikling i HTU på nasjonalt nivå

3.1.1 Variasjon i HTU og avskytingstall

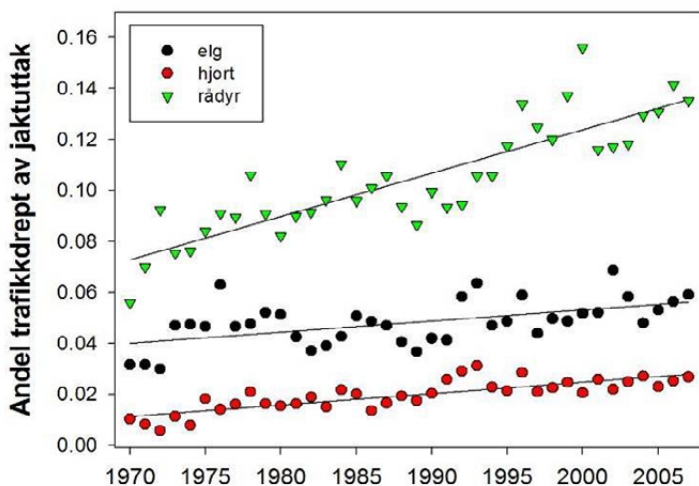
På landsbasis har det i løpet av studieperioden (1970-2007) vært en kraftig økning i antall HTU som involverer elg, hjort og rådyr, mens antallet villrein som drepes i trafikken har vært lavt (Fig. 3.1). Totalt sett er det kun registrert 223 villrein drept i trafikken i hele studieperioden. Til sammenligning ble det bare i 1970 registrert 197 elg, 29 hjort og 215 rådyr påkjørt og drept. I siste år i perioden (2007) var dette antallet økt til henholdsvis 2094, 873 og 4029, totalt 6996 hjortevilt. For hele studieperioden (1970-2007) ble det registrert påkjørt 138 305 skoglevende hjortevilt fordelt på 49 462 elg, 11 490 hjort og 77 353 rådyr. På grunn av det lave antallet påkjørte villrein vil alle etterfølgende resultater kun omhandle elg, hjort og rådyr.

Det var et nært forhold mellom årsveksten i antall *elg-trafikk* og *rådyr-trafikk* over tid ($r = 0,73$, $p < 0,05$), men lavere sammenheng mellom årsveksten i antall *elg-trafikk* og *hjort-trafikk* ($r = 0,30$, $p > 0,05$) og mellom *hjort-trafikk* og *rådyr-trafikk* ($r = 0,16$, $p > 0,05$). En viktig årsak til dette kan være at antallet HTU som involverer elg og rådyr påvirkes av de samme klimatiske forholdene fordi disse artene i stor grad overlapper i utbredelse (Sørlandet, Østlandet og Midt-Norge). Til sammenligning overlapper hjorten (Vestlandet) i mindre grad med elg og rådyr, og følgelig er samvariasjonen i klima lavere.



Figur 3.1. Variasjon i antall hjortevilt felt (venstre y-akse for alle figurene) og drept av bil og tog (høyre y-akse) i Norge i perioden 1970-2007 fordelt på art. Årstallet antyder første året i jaktåret (eks. 2005 er for jaktåret 2005-06).

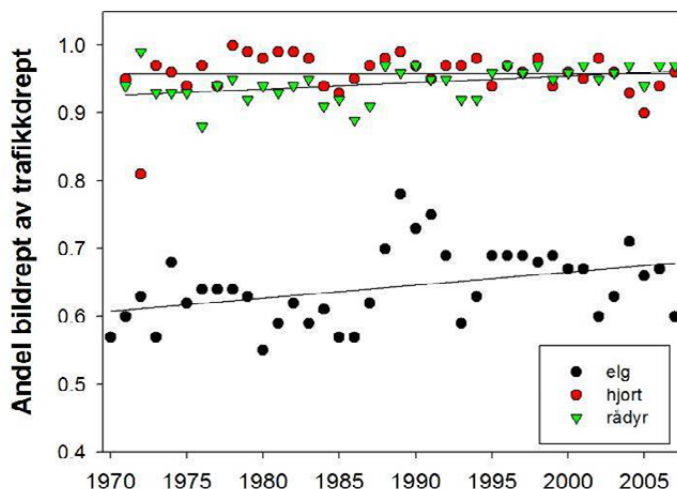
I løpet av studieperioden var andel HTU høyest for rådyr (14,1 % i jaktåret 2006-07), etterfulgt av elg (5,6 %) og hjort (2,5 %, Fig. 3.2). For alle artene var det dessuten en økning i andel HTU (Fig. 3.2); andel *hjort-trafikk* økte mest (100 %), etterfulgt av andel *rådyr-trafikk* (ca 60 %) og andel *elg-trafikk* (ca 30 %).



Figur 3.2. Antall hjortevilt drept av bil og tog i forhold til jaktuttaket (andel HTU) i Norge i perioden 1970-2007, fordelt på art. Årstallet antyder første året i jaktåret (eks. 2005 er for jaktåret 2005-06).

3.1.2 Fordelingen av HTU mellom vei og jernbane

En langt større andel hjortevilt drepes på vei enn på jernbane (Fig. 3.3). Dette gjelder spesielt rådyr og hjort, der over 90 % av alle HTU skyldes bil. Andel *elg-trafikk* som skyldes bil var i gjennomsnitt omkring 65 %. For både elg og rådyr var det også en svak økning i andelen HTU-bil av alle HTU (elg: $r = 0,40$, $p < 0,05$, rådyr: $r = 0,43$, $p < 0,05$, Fig. 3.3), noe som samstemmer med større økning i trafikkbelastning på vei enn på jernbane i løpet av perioden (Fig. 2.6).

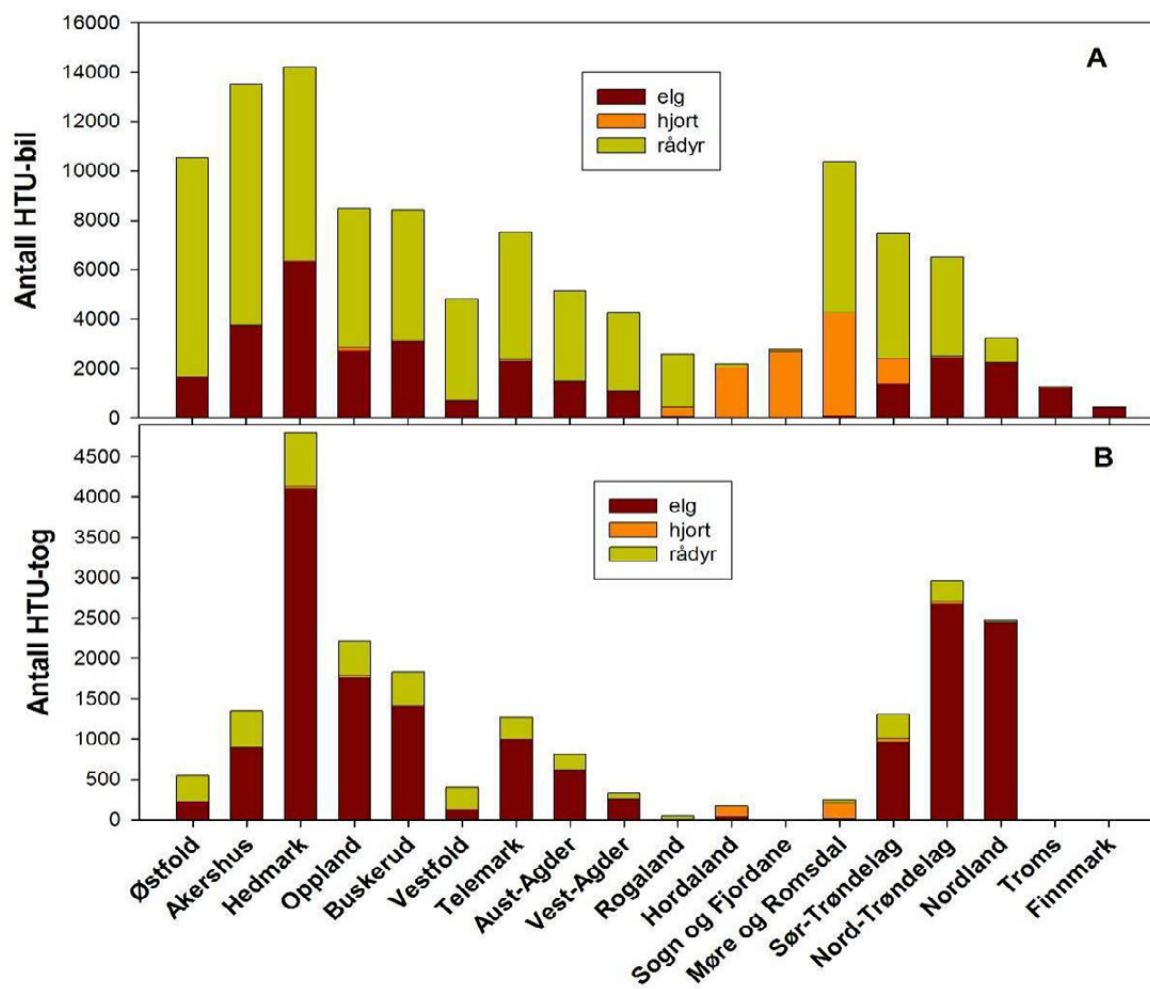


Figur 3.3. Andelen trafikkdrepte hjortevilt drept av bil i Norge i perioden 1970-2007, fordelt på art. Årstallet antyder første året i jaktåret (eks. 2005 er for jaktåret 2005-06).

Til tross for store forskjeller i antallet dyr som ble drept på vei og jernbane, var det betydelig samvariasjon mellom årsveksten i antall *elg-bil* og *elg-tog* ($r = 0,62$, $p < 0,05$), og *rådyr-bil* og *rådyr-tog* ($r = 0,40$, $p < 0,05$), men ikke tilsvarende for hjort ($p > 0,10$).

3.2 Variasjon i antall og andel HTU mellom fylker

På fylkesnivå ble det i perioden 1976-2007 påkjørt flest hjortevilt i Hedmark, etterfulgt av Akershus, Østfold og Nord-Trøndelag (Fig. 3.4). Antall *elg-trafikk* var høyest i Hedmark, mens antall *hjort-trafikk* og *rådyr-trafikk* var høyest i henholdsvis Akershus og Møre og Romsdal.



Figur 3.4. Totalt antall HTU i perioden 1976-2007 fordelt på art, fylke og dødsårsak (A: bil, B: tog). Oslo inngår i Akershus.

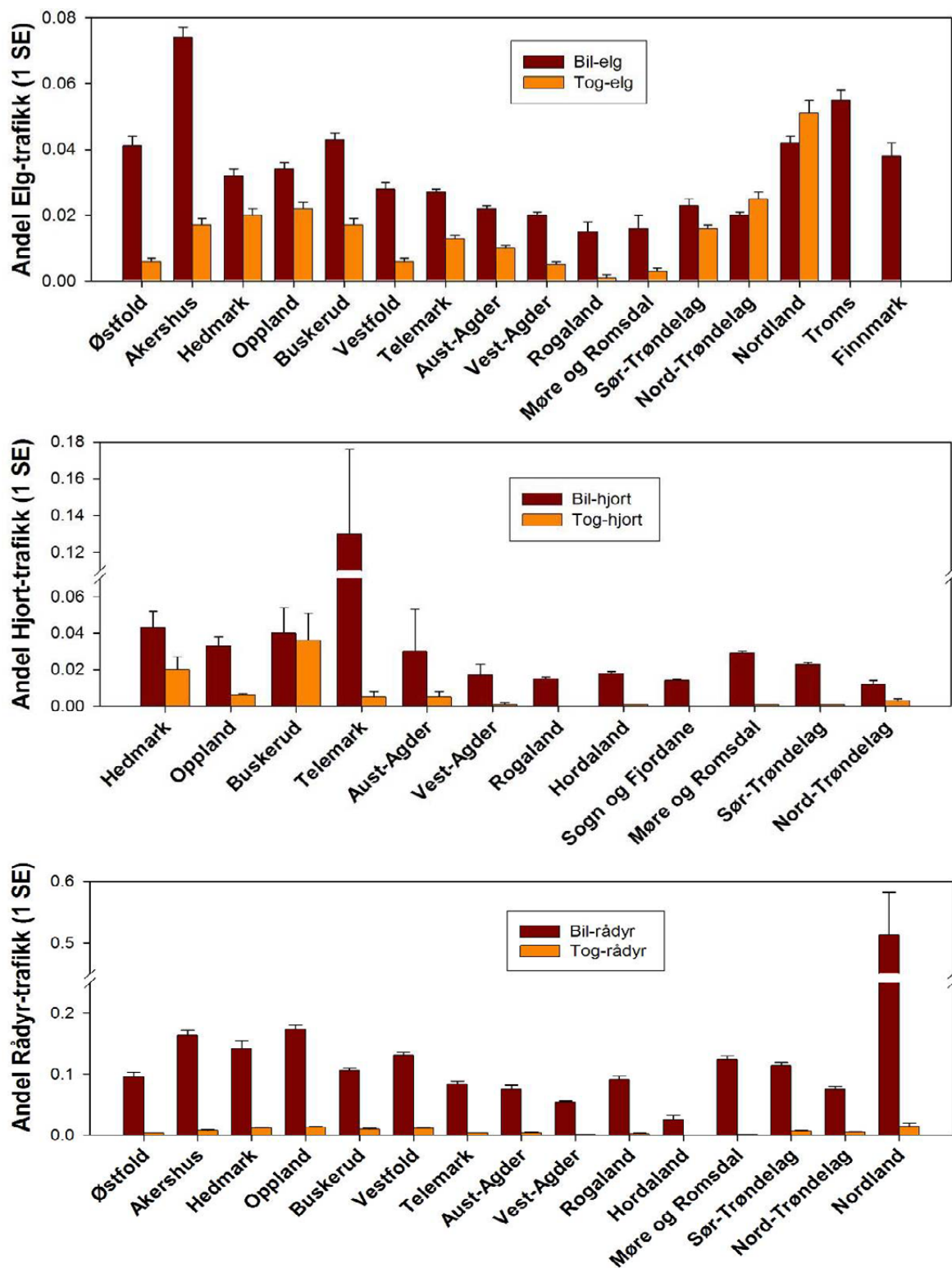
Til tross for at Hedmark hadde de høyeste verdiene av både antall *HTU-bil* og *HTU-tog*, og Rogaland og Hordaland de laveste, var det lite samvariasjon i antall *HTU-bil* og *HTU-tog* mellom fylker (Fig. 3.4). Dette skyldes antagelig den store variasjonen i jernbanetetthet mellom fylker kombinert med artsforskjeller i bestandstetthet og påkjørselssannsynlighet på vei og jernbane.

3.2.1 Variasjon i andel HTU

Andel *elg-trafikk* var høyest i Oslo-Akershus og Nordland og lavest i Rogaland og Møre og Romsdal (Fig. 3.5, øvre panel). Det var større risiko for en elg å bli drept på vei enn på jernbane, med unntak av i Nord-Trøndelag og i Nordland. I Østfold og Oslo-Akershus var det mer enn fire ganger større risiko for å bli drept på vei enn på bane.

Risikoen for at hjort drepes i trafikken var større på Østlandet og i Trøndelag enn på Sørlandet og Vestlandet (Fig. 3.5, midtre panel). Høyest var andel *hjort-trafikk* i Hedmark, Telemark og Buskerud. I alle disse fylkene er hjorten en relativt ny art, noe som muligens påvirker hvor godt avskytingen reflekterer bestandstettheten.

Andel *rådyr-trafikk* var høyest i Nordland, Akershus, Hedmark og Oppland, mens den var lav på Sørlandet og Vestlandet (Fig. 3.5). Den høye andelen påkjørt i Nordland kan i en viss grad skyldes et skjevt utvalg ettersom utbredelsen av rådyr er svært begrenset i dette fylke. Rådyr påkjøres i svært liten grad av tog i alle fylker.

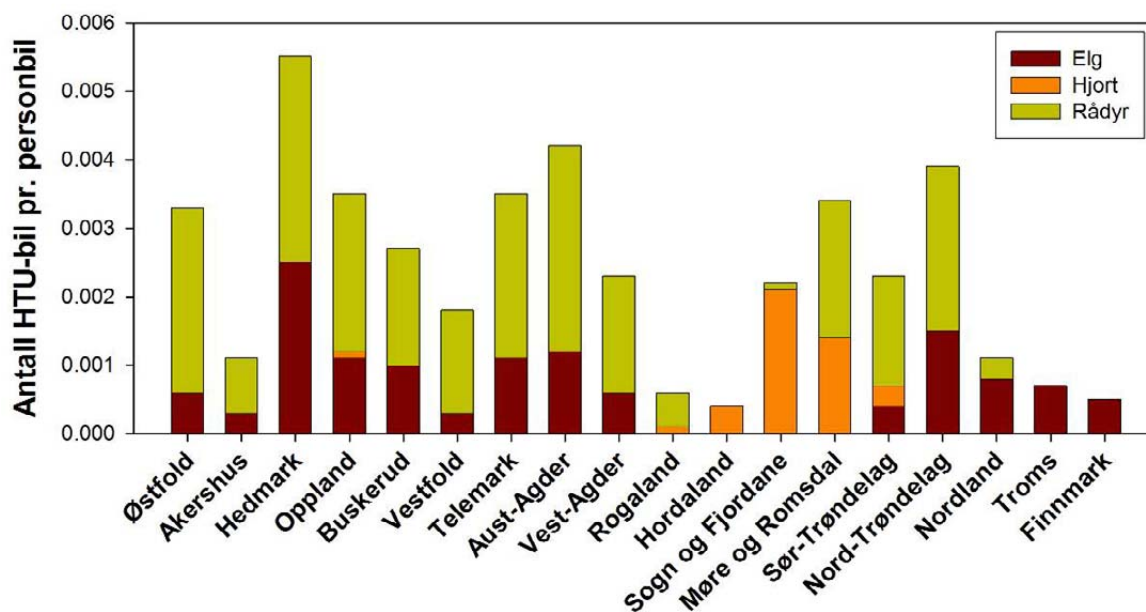


Figur 3.5. Variasjon i gjennomsnittlig andel HTU-trafikk pr. år i perioden 1976-2007, fordelt på dødsårsak, fylke og art. Elg-trafikk øverst, rådyr-trafikk nederst. Oslo inngår i Akershus. Fylker med få HTU av en gitt art er utelatt.

Grovt sett antyder disse forholdstallene at elg, hjort og rådyr løper større risiko for å bli drept i trafikken på Østlandet enn på Sør- og Vestlandet. Også i Trøndelag og Nord-Norge er det relativt høy risiko for at elg og rådyr vil dø i trafikken, mens risikoen for hjorten synes å være lavere (Trøndelag).

3.2.2 Relativ risiko for å kjøre på et hjortevilt på vei eller jernbane

Mens figurene over antyder den relative risikoen for at en elg, hjort eller rådyr skal bli drept i trafikken, viser Fig. 3.6 den relative risikoen for at et kjøretøy involveres i en ulykke med et hjortevilt. Denne risikoen er beregnet ved å forholde antallet *HTU* med antallet personbiler innenfor fylker i perioden 2003-2007 (se kap. 2).



Figur 3.6. Variasjon i gjennomsnittlig antall HTU-bil pr. person- og varebil fordelt på fylke og art. Data fra perioden 2003-2007. Kun basert på hjortevilt drept på vei. Akershus inkluderer Oslo.

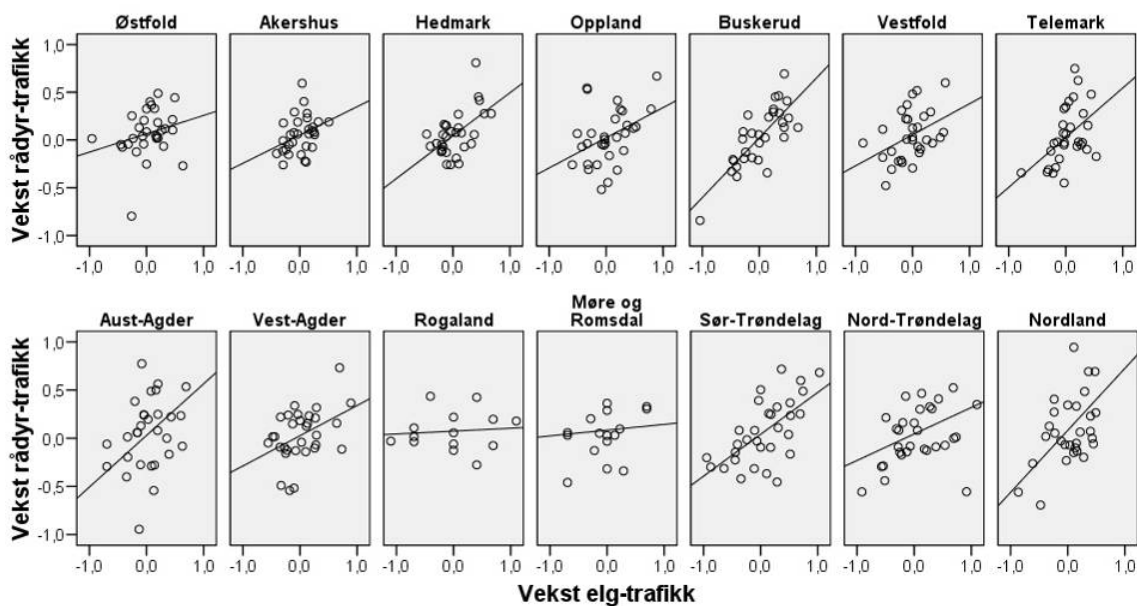
Som forventet ut fra antallet *HTU* var det større risiko for å kjøre på et rådyr enn en elg eller hjort. Av samme grunn var den generelle påkjørselsrisikoen størst i fylker med høye tettheter av rådyr. Størst risiko for å involveres i en *HTU* fant vi i Hedmark og Nord-Trøndelag, etterfulgt av Møre og Romsdal og Østfold.

I Oslo-Akershus, Rogaland og Hordaland var risikoen vesentlig lavere til tross for høy trafikkbelastning (Fig. 2.7) og stor andel påkjørte hjortevilt (Fig. 3.5). Dette er fylker med store urbane sentra med mange biler (Oslo-regionen, Bergen, Stavanger-Sandnes), men med relativt få hjortevilt som kan påkjøres. Den motsatte ytterligheten finner vi i mer griskgrendte fylker som Hedmark, Oppland, Aust-Agder, Sogn og Fjordane og Nord-Trøndelag. Dette er fylker med høye tettheter av hjortevilt og relativt lav befolkningstetthet og trafikkvolum.

3.2.3 Samvariasjon i antall HTU mellom arter innen fylker

Variasjonen i antall *HTU* av de forskjellige artene kan tenkes å påvirkes av variasjon i de samme vær- og trafikkforholdene mellom år. Av den grunn er det av interesse å undersøke graden av samvariasjon i antall *HTU* mellom arter innenfor de fylkene der de overlapper i utbredelse. Fordi alle artene har økt med hensyn til antall *HTU* i perioden, fjernet vi først trenden over tid ved å benytte årsveksten i *HTU* (HTU / HTU året før) som responsvariabel. I tillegg benyttet vi kun *HTU-bil* ettersom rådyr og hjort kun i liten grad forulykker på jernbanen.

Som antydte i Fig. 3.7 var det en stor grad av samvariasjon i årsveksten i antall *HTU-bil* mellom rådyr og elg i de fylkene der de overlapper i utbredelse. Forholdet var signifikant ($p < 0,05$) i alle fylker utenom i Østfold, Akershus, Rogaland og Møre og Romsdal. Sistnevnte er typisk nok fylker med relativt milde og snøfattige vintre og/eller fylker med lite påkjørselsdata (Rogaland, Møre og Romsdal).



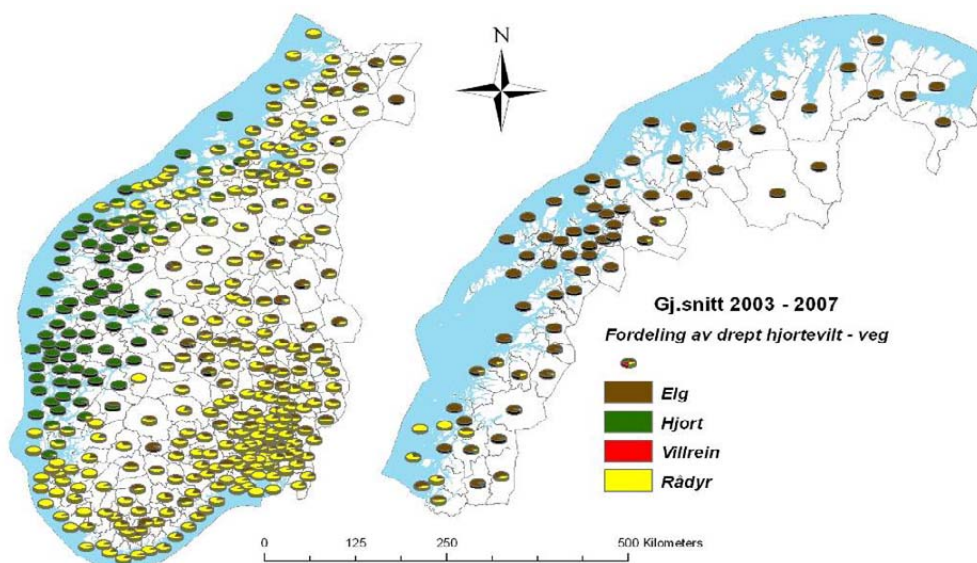
Figur 3.7. Samvariasjonen mellom årsveksten (\ln) i antall HTU-bil for rådyr og elg i perioden 1976-2007 fordelt på fylke.

Samvariasjon i årsveksten i HTU-bil mellom hjort og elg og mellom hjort og rådyr, var kun relevant å undersøke i fylkene Oppland, Rogaland, Møre og Romsdal og Sør-Trøndelag, der det er en rimelig høy bestandstetthet av alle tre artene.

Det var en signifikant positiv samvariasjon mellom elg og hjort i Oppland og Sør-Trøndelag, men ikke i Rogaland og Møre og Romsdal. Tilsvarende fant vi positiv samvariasjon mellom rådyr og hjort i Møre og Romsdal, men ikke i de andre aktuelle fylkene.

3.2.4 Relativ fordeling av HTU innen kommuner

Som en følge av ulik utbredelse og varierende bestandstetthet varierte artsfordelingen i HTU-materialet mye mellom kommuner. Hjorten dominerer materialet i kommunene fra Sunnhordland til Møre, mens elgen dominerer i materialet fra Helgeland til Finnmark (Fig. 3.8). I resten av landet utgjør rådyret den største andelen av HTU-materialet, med unntak av i enkelte høye-religgende kommuner, der elgen dominerer (Fig. 3.8).

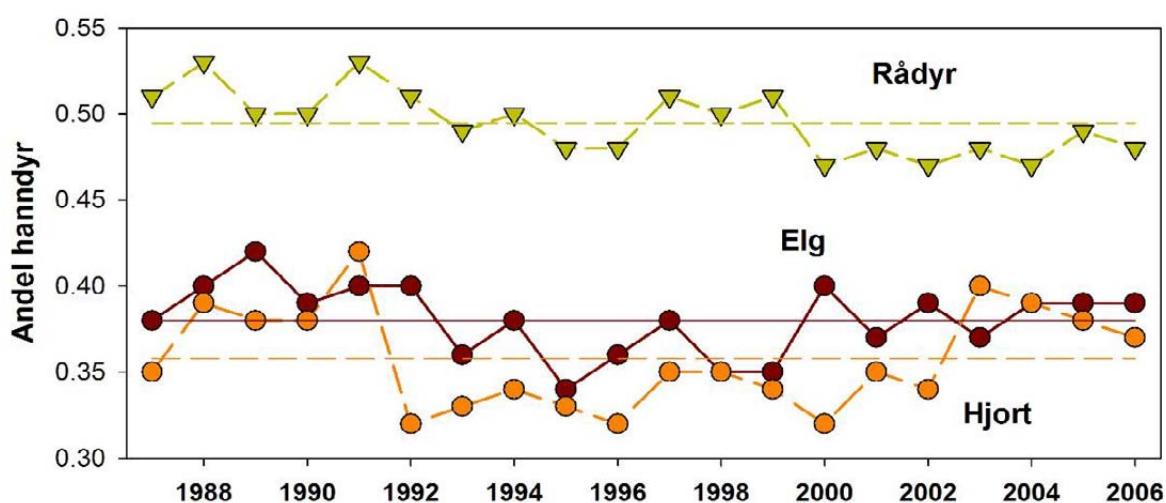


Figur 3.8. Relativ fordeling av elg, hjort, villrein og rådyr drept på vei i perioden 2003-2007.

Dominansen av rådyr i *HTU*-materialet i de fleste kommunene skyldes det høyere antallet (og trolig andelen) av rådyr som forulykker i trafikken i forhold til elg og hjort. I tillegg viser Fig. 3.8 kun fordelingen av individer drept på veinettet. Fordi en betraktelig andel elg (men ikke rådyr) også drepes på jernbanen, er den faktiske dominansen av rådyr svakere i kommuner med lengre jernbanestrekninger.

3.3 Kjønnforskjeller i påkjørselsfrekvens og -sannsynlighet

For alle artene var det en overhyppighet av hunndyr i *HTU*-materialet som innbefattet voksne (≥ 1 år) dyr (Fig. 3.9). Den laveste andelen hanndyr fant vi for hjort (36 %) etterfulgt av elg (38 %) og rådyr (49 %). Det var ingen forskjell i andelen hanndyr i *HTU*-materialet fra vei og fra jernbane for elg og rådyr. For hjort var det en tendens til at det påkjørt flere bukk på jernbane enn på veinettet, men dette skyldes først og fremst få togpåkjørslar på Vestlandet der andel bukk i bestanden synes å være lavere (Fig. 3.10).



Figur 3.9. Andel hanndyr av alle voksne dyr registrert drept i trafikken, fordelt på art. Horisontale linjer antyder gjennomsnittet for hele landet i perioden 1987-2006.

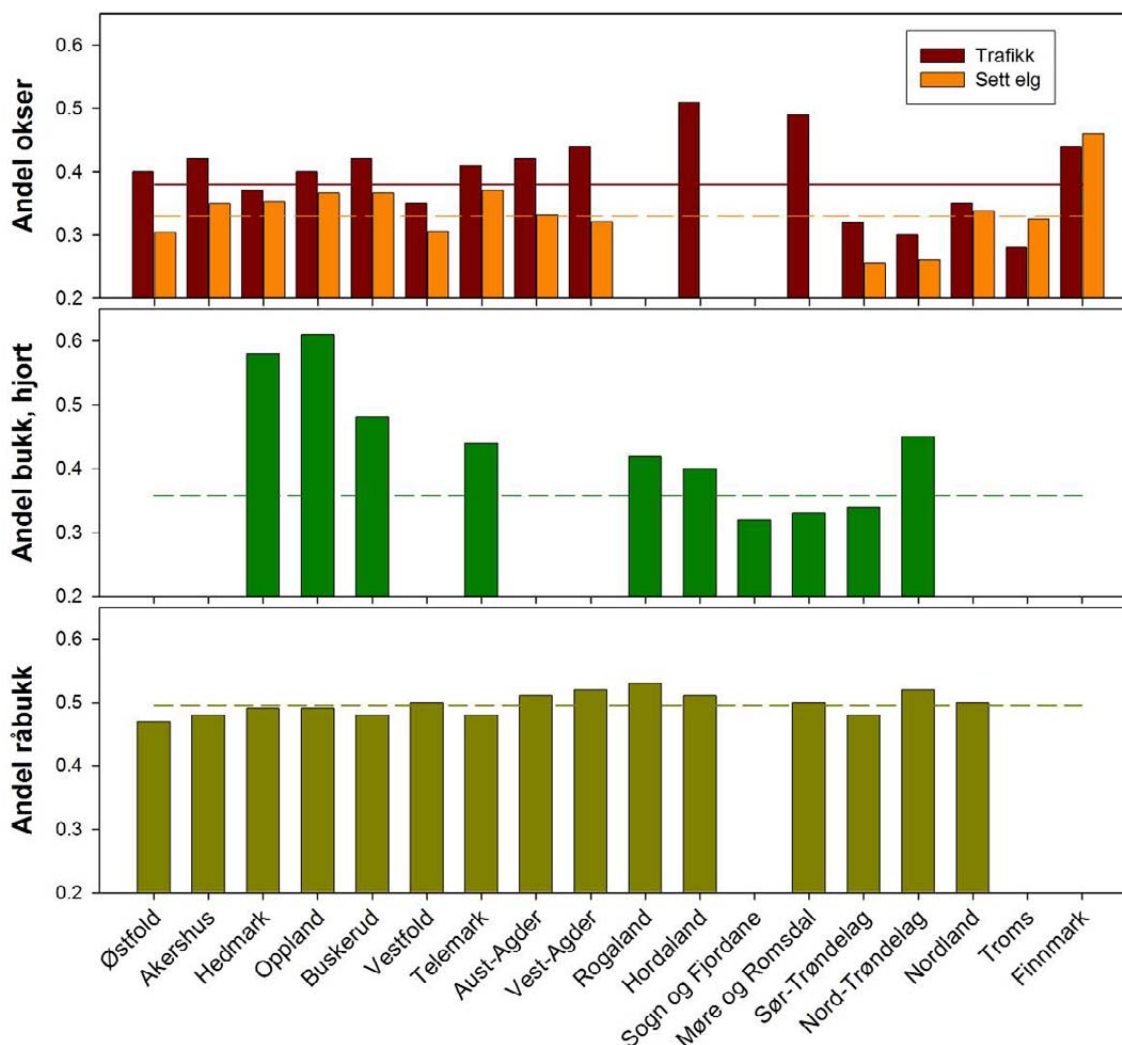
I løpet av perioden 1987-2006 var det betydelig variasjon i andel hanndyr som ble påkjørt hvert år for de forskjellige artene. For rådyret har det vært en relativt jevn nedgang i andel bukk i *HTU*-materialet. Elgen og hjorten nådde de laveste verdiene på begynnelsen av 1990-tallet, men okseandelen har siden økt.

For elgen var det et positivt forhold mellom andel okser påkjørt og andel okser observert innenfor fylker. Endringen i andel påkjørte okser var proporsjonal med endringen i andel observerte okser (log-log: $B = 0,90$, $SE = 0,15$, for fylker og år med ≥ 30 elg påkjørt, kontrollerer for fylke). Det var imidlertid også en forskjell mellom fylker ($p < 0,05$), noe som antyder at en gitt okseandel i sett *elg*-materialet ikke fører til samme okseandel i *HTU*-materialet i alle fylker.

Okseandelen i sett *elg*-materialet var stort sett lavere enn i *HTU*-materialet, med unntak av i Troms og Finnmark (Fig. 3.10). Det antyder at oksene opplever større risiko enn elgkyrner for å bli påkjørt og drept i de aller fleste områdene, forutsatt at sett *elg*-dataene gir et representativt bilde på kjønnssammensetningen i bestandene.

Størst andel elgokser blir påkjørt på Vestlandet og i Finnmark, mens få okser ble påkjørt i Trøndelag. Det var en sammenheng mellom andel okser som ble påkjørt og andel okser som ble observert av elgjegere under jakta i de samme fylkene (Fig. 3.10, $r = 0,63$, $p < 0,05$), noe som antyder at mye av variasjonen i andel okser i *HTU*-materialet skyldes varierende okseandel i bestandene.

Det var også forskjeller i hanndyrandel mellom fylker for hjort, men ikke for rådyr (Fig. 3.10). Andelen bukk blant voksne hjort drept i trafikken var generelt høyere på Østlandet og i Nord-Trøndelag enn på Vestlandet og i Sør-Trøndelag. Førstnevnte områder er relativt nylig rekolonisert av hjort (med unntak av Otterøya i N-Trøndelag) og hjortejakta fortsatt lite etablert. Begge deler kan ha hatt en effekt på andelen bukk i bestanden.



Figur 3.10. Andel hanndyr av alle voksne (≥ 1 år) individer drept i trafikken i perioden 1987-2006, fordelt på fylke. I tillegg viser vi andelen elgokser observert av elgjegere i den samme perioden (kun fra fylker med regelmessig innsamling av sett elg i perioden). HTU-data fra fylker med ≥ 30 voksne individer drept i trafikken. Horisontale linjer antyder gjennomsnittet for hele landet.

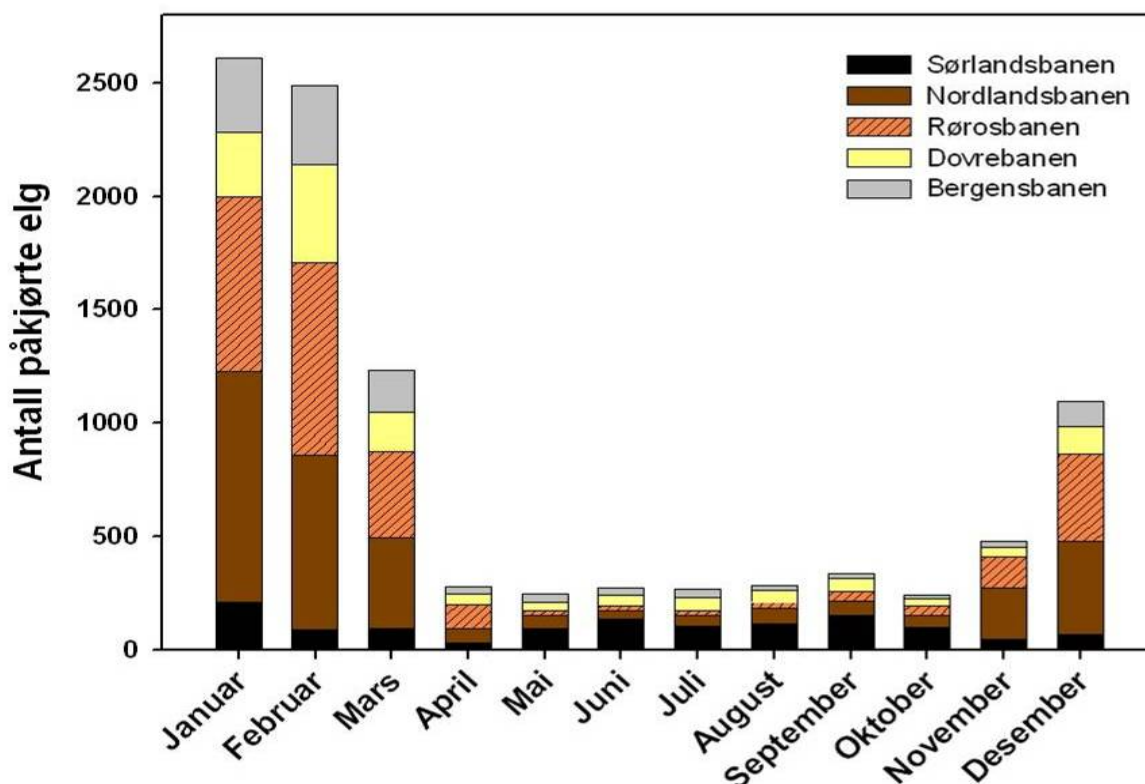
3.4 Årstids- og døgnvariasjon i påkjørselshyppighet

3.4.1 Elg-tog

Basert på påkjørselsdata fra Jernbaneverket med informasjon om påkjørselstidspunkt og banestrekning, analyserte vi variasjonen i påkjørselshyppighet i løpet av døgnet og året. Vi benyttet kun materialet innsamlet fra de lengste jernbanestrekningene.

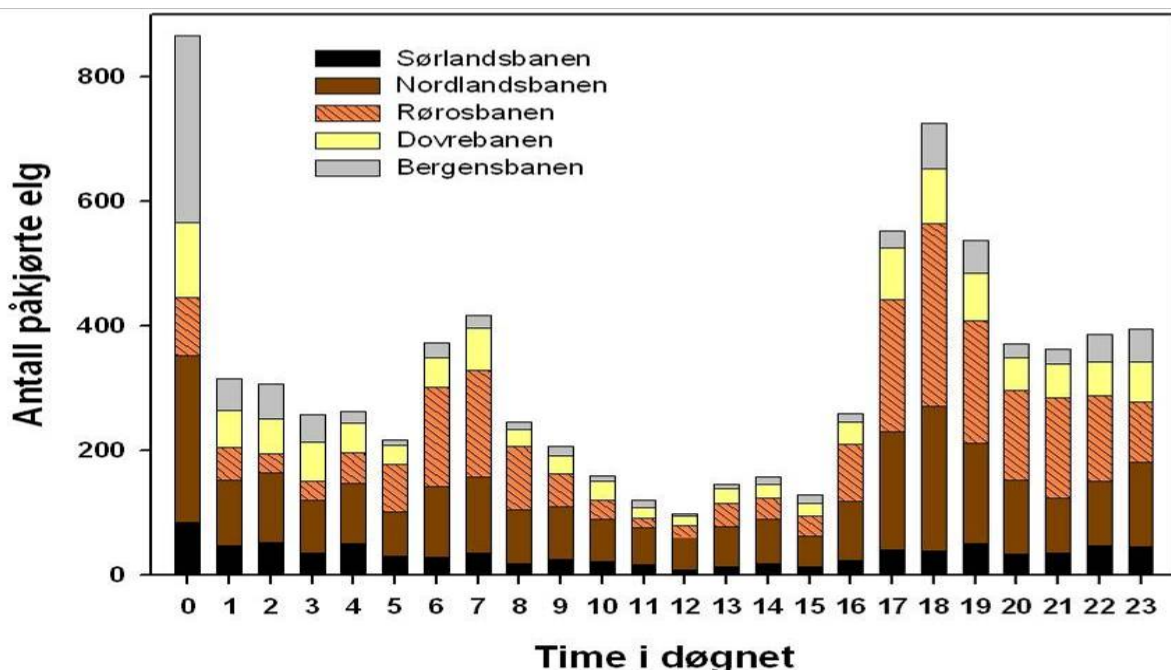
Det største antallet *elg-tog* ulykker inntreffer på Nordlandsbanen og Rørosbanen, etterfulgt av Dovrebanen, Bergensbanen og Sørlandsbanen (Fig. 3.11). Høyest antall elg påkjøres i vinterperioden fra desember til mars, mens det er relativt få ulykker i perioden april-oktober.

Sørlandsbanen skiller seg fra dette mønsteret ved at påkjørselsfrekvensen er vel så stor i sommer- som i vinterhalvåret. Interessant nok var det en liten topp i påkjørselsfrekvensen i september, som sammenfaller med elgens brunstperiode (siste halvdel av september). Til sammenligning er det kun påkjørt halvparten så mange elg i oktober når elgjakta pågår (de fleste kommuner langs Sørlandsbanen starter jaktseasonen 5. oktober). På de andre strekningene var dette mønsteret mindre utpreget, muligens som følge av at brunsten foregår litt senere og jakta starter litt tidligere.



Figur 3.11. Antallet elg påkjørt og drept av tog i perioden 1990-2008 fordelt på måned og jernbanestrekning. Kun de 5 lengste jernbanestrekningene er inkludert i figuren. Data fra 1991-2008 (www.jernbaneverket.no).

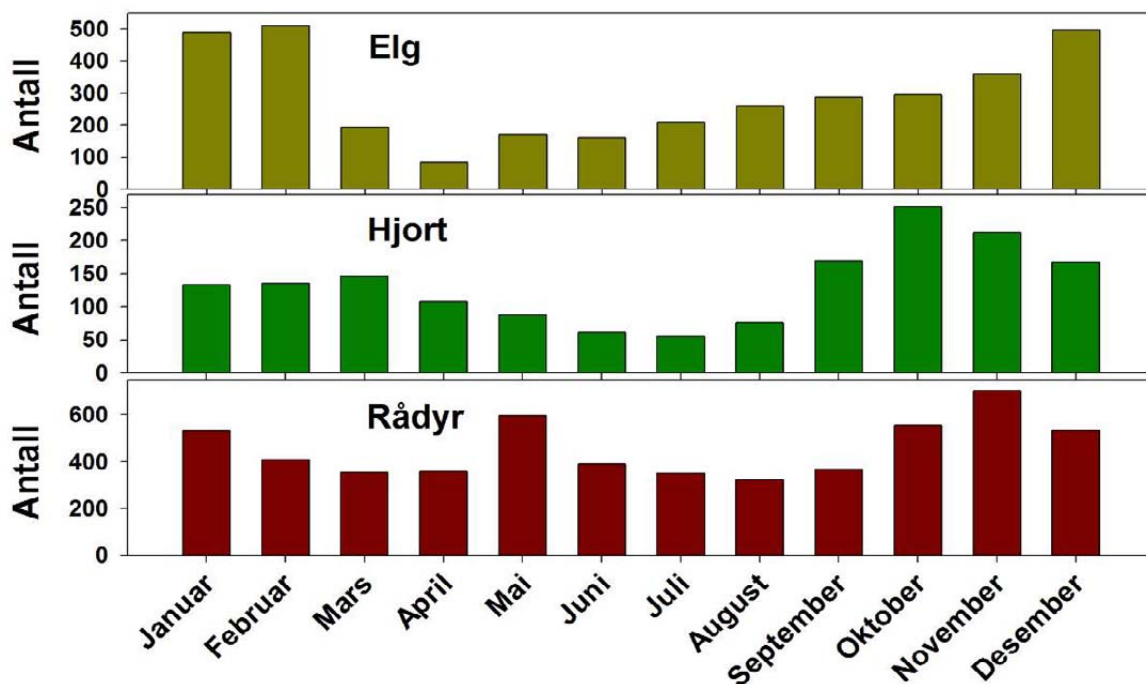
Når vi fordelte antallet *elg-tog* på tidspunkt i døgnet fant vi en topp rundt kl. 6-7 på morgenen og fra kl. 17-19 på kvelden, og med lavere frekvens midt på dagen og natt (Fig. 3.12). Syv ganger flere elg blir påkjørt kl. 18.00 i forhold til kl. 12.00. Det var også en topp kl. 24 på kvelden, men dette skyldes at dyr som påkjøres ved uspesifisert tidspunkt på kveld/natt føres til kl. 24 (J. B. Almåsbro, Jernbaneverket pers med.). Mønsteret med en morgen og ettermiddagstopp var mest fremtredende på Nordlandsbanen, Rørosbanen og delvis på Dovrebanen. På Bergensbanen og Sørlandsbanen var nedgangen i påkjørselsfrekvens på kvelden og natten mindre fremtredende (Fig. 3.12).



Figur 3.12. Antallet elg påkjørt og drept av tog i perioden 1995-2008 fordelt på tidspunkt i døgnet og jernbanestrekning. Kun de 5 lengste jernbanestrekningene er inkludert i figuren.

3.4.2 HTU-bil

Påkjørselsmønsteret på veinettet i løpet av døgnet og året viste mye av det samme mønsteret som på jernbanen. Gjennomgående ble det påkjørt flere hjortevilt i vinterhalvåret enn i sommerhalvåret (Fig. 3.13), og flere i den mørke delen av døgnet enn i den lyse (Fig. 3.14). Variasjonen var imidlertid mindre på veinettet enn på jernbanen. For eksempel fant vi over 10 ganger så mange *elg-tog* i januar som i sommermånedene, mens antallet *elg-bil* varierte med en faktor på 6.

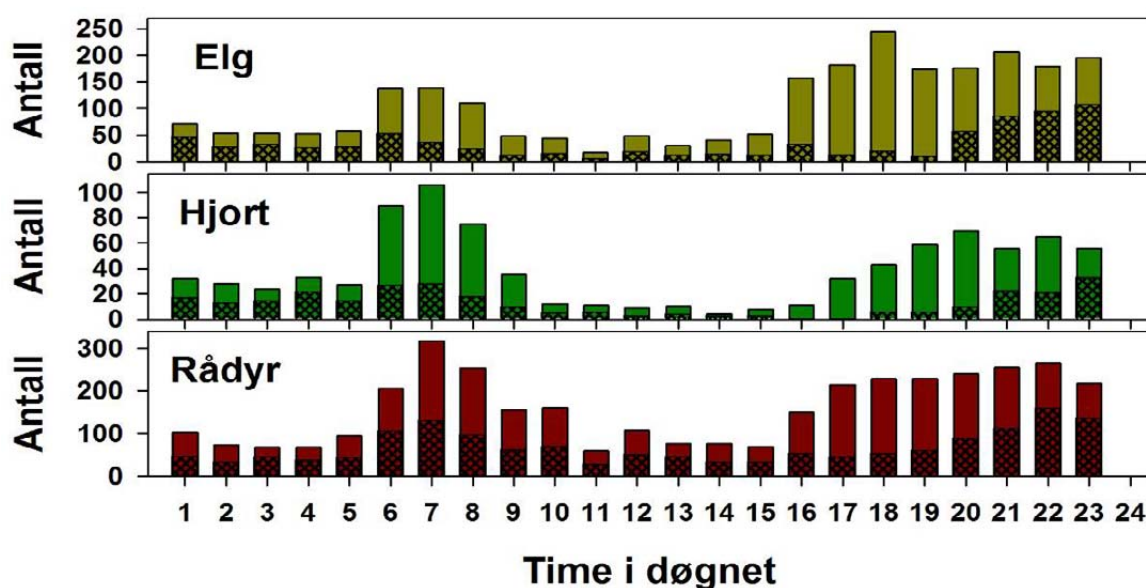


Figur 3.13. Antallet hjortevilt rapportert påkjørt og drept av bil i perioden 2000-2009 fordelt på art og måned. Data fra Hjorteviltregisteret (NINA naturdata).

Til forskjell fra *elg-tog*, ble det også registrert en økende mengde *elg-bil* tidlig på høsten, muligens som følge av tiltagende mørke kvelder og redusert sikt. Det samme var tilfelle for *hjort-bil*. Faktisk fant vi flest antall *hjort-bil* i oktober, mens antallet i januar-februar var mer moderat. Rådyret varierte relativt mye mindre i ulykkesfrekvens gjennom året sammenlignet med elg og hjort. Høyest antall *rådyr-bil* fant vi sent på høsten og tidlig på vinteren, samt i mai.

Fordelingen av antall *HTU-bil* gjennom døgnet var svært lik for de forskjellige artene. Som på jernbanen var det en topp mellom kl. 6.00 og 8.00 på morgenen, og en ny sent på ettermiddagen og kvelden (Fig. 3.14).

Døgnmønsteret varierte imidlertid gjennom året for alle artene (Fig. 3.14). I sommerhalvåret var påkjørselstoppen vesentlig seinere på kvelden enn i vinterhalvåret. Samtidig var det en tendens til at påkjørselstoppen på morgenen var tidligere i sommerhalvåret enn i vinterhalvåret. Også andelen av dyr som ble påkjørt nattetid enn på dagtid var høyere i sommerhalvåret, noe som antyder at hjorteviltets aktivitet i forhold til skiftende lysforhold gjennom året er en viktig årsak til det observerte mønsteret.



Figur 3.14. Antallet hjortevilt rapportert påkjørt og drept av bil i perioden 2000-2009 fordelt på art og tidspunkt i døgnet. Data fra Hjorteviltregisteret (NINA naturdata). Skravering antyder antall dyr påkjørt i sommerhalvåret (april-september), mens uskravert antyder antallet påkjørt i vinterhalvåret (oktober-mars).

3.5 Hva forårsaker variasjonen i antall *HTU* over tid?

3.5.1 Variasjon på nasjonalt nivå

3.5.1.1 *HTU-bil*

Utviklingen i antall *HTU-bil* på nasjonalt nivå sammenfalt i stor grad med en tilsvarende utvikling i antallet dyr felt under jakta for de forskjellige artene (Tabell 3.1). Antallet *elg-bil* og *hjort-bil* var bedre korrelert med antallet dyr felt ett år etter (år t+1) enn i samme år, men forskjellene var små. Vi fant også positiv korrelasjon mellom antall *HTU-bil* og trafikkbelastningen målt som antall personbilkilometer, men denne var noe svakere enn korrelasjonen mellom antall *HTU-bil* og antall dyr felt (Tabell 3.1).

Antallet *HTU-bil* økte raskere enn antallet felte dyr både for elg (i år t+1, log-log skala: $B = 1,25$, $SE = 0,06$), hjort (i år t+1, log-log skala: $B = 1,37$, $SE = 0,06$) og rådyr (log-log skala: $B = 1,22$, $SE = 0,04$). Når vi samtidig inkluderte antall personbilkilometer i modellen fant vi ingen

signifikant forskjell fra et proporsjonalt forhold mellom antall *HTU-bil* og antall felte dyr for elg (i år t+1, log-log skala: $B = 0,86$, $SE = 0,18$) og rådyr (log-log skala: $B = 0,87$, $SE = 0,19$). Dette gjaldt ikke for hjort (i år t+1, log-log skala: $B = 1,38$, $SE = 0,16$), sannsynligvis på grunn av høy korrelasjon mellom antall hjort felt og antall personbilkilometer ($r = 0,94$). Økningen i trafikkbelastning og bestandsstørrelse kunne forklare tilnærmet hele økningen i antall *HTU-bil* for alle artene ($R^2 > 0,97$).

Som forventet økte andel *HTU-bil* for alle artene i løpet av perioden (Tabell 3.1). Økningen i andel *HTU-bil* var størst for hjort (2,2 % pr. år) etterfulgt av rådyr (1,7 % pr. år) og elg (1,3 % pr. år). En nær sammenheng mellom andel *HTU-bil* og antall personbilkilometer for alle artene (Tabell 3.1) antyder at økende trafikkbelastning kan forklare mye av denne økningen. Antallet personbilkilometer økte med 2,4 % pr. år i perioden (1973-2007), mens økningen i andel *HTU-bil* for alle artene samlet var på 1,8 % pr. år (benytter antall felt i år t+1 for elg og hjort).

Tabell 3.1. Samvariasjon over tid (korrelasjonskoeffisienter) mellom antall eller andel *HTU-bil* for elg, hjort og rådyr og forskjellige forklaringsvariabler i perioden 1973-2007. Korrelasjonskoeffisienter med uthevet skrift er statistisk signifikante ved $p \leq 0,05$.

Art	Antall <i>HTU-bil</i>			Andel <i>HTU-bil</i> (antall <i>HTU-bil</i> / antall felt)				
	antall felt	antall felt t+1	antall bil-km	år	antall bil-km	snø-dybde	vinter-temp.	sommer-temp.
Elg	0,978	0,982	0,946	0,804	0,666	0,074	-0,013	0,266
Hjort	0,973	0,974	0,923	0,743	0,726	0,171	-0,084	0,085
Rådyr	0,986	0,964	0,954	0,879	0,831	-0,227	0,208	0,276

Ingen av de klimatiske variablene var direkte relatert til variasjonen i andel *HTU* for noen av artene i de univariate analysene. Når vi testet for den relative betydningen av de forskjellige forklaringsvariablene i multivariate modeller fant vi imidlertid at andel *hjord-bil* også økte med snødybden når vi kontrollerte for variasjonen i antall personbilkilometer. For andel *elg-bil* og andel *rådyr-bil* fant vi ingen effekt av klima når vi samtidig kontrollerte for variasjonen i antall personbilkilometer. Både andel *elg-bil* (log-log skala: $B = 0,46$, $SE = 0,09$) og *rådyr-bil* (log-log skala: $B = 0,63$, $SE = 0,07$) økte mindre enn hva vi kunne forvente ut fra økningen i trafikkbelastning, mens andel *hjord-bil* økte omtrent proporsjonalt med antall personbilkilometer (log-log skala: $B = 1,05$, $SE = 0,15$) når vi samtidig kontrollerte for snødybde.

For alle artene samlet samvarierte andel *HTU-bil* kun med antall personbilkilometer i den beste modellen. Andel *HTU-bil* økte mindre enn antall personbilkilometer (log-log skala: $B = 0,67$, $SE = 0,07$), hvilket antyder at trafikkbelastningen må reduseres mye for å oppnå en vesentlig nedgang i andel *HTU-bil*.

3.5.1.2 *HTU-tog*

I likhet med antall *HTU-bil* var det en positiv samvariasjon mellom antall *HTU-tog* og antall dyr felt (Tabell 3.2). Samvariasjonen var best med antall dyr felt samme år for alle artene. Det var et proporsjonalt forhold mellom antall *HTU-tog* og antall felte dyr for elg ($B = 0,96$, $SE = 0,09$) og rådyr ($B = 0,86$, $SE = 0,10$), mens antall *hjord-tog* økte mer enn antall hjort felt i perioden ($B = 1,41$, $SE = 0,16$). Også antall passasjerkilometer på jernbanen korrelerte positivt med antall *HTU-tog* (Tabell 3.2).

Til forskjell fra andel *HTU-bil* var det ingen statistisk sammenheng mellom andel *HTU-tog* og år for elg og rådyr, og det samme gjaldt for forholdet mellom andel *HTU-tog* og antall passasjerkilometer. For hjorten var det en betydelig økning i andel *HTU-tog* (3,0 % pr. år) og tilsvarende en økning i andel *HTU-tog* med antall passasjerkilometer (Tabell 3.2). Antallet passasjerkilometer økte med omkring 1,0 % pr. år i perioden, hvilket antyder at andel *hjord-tog* økte mer enn hva vi kan forvente basert på trafikkøkningen alene.

Tabell 3.2. Samvariasjonen over tid (korrelasjonskoeffisienter) mellom antall eller andel HTU-tog for elg, hjort og rådyr og forskjellige forklaringsvariabler i perioden 1973-2007. Korrelasjonskoeffisienter med uthevet skrift er statistisk signifikante ved $p \leq 0,05$.

Art	Antall HTU-tog			Andel HTU-tog (antall HTU-tog / antall felt)				
	antall felt	antall felt t+1	antall pass-km	år	antall pass-km	snø-dybde	vinter-temp.	sommer-temp.
Elg	0,932	0,923	0,742	0,175	0,143	0,651	-0,537	0,063
Hjort	0,830	0,827	0,729	0,388	0,344	-0,132	0,210	0,147
Rådyr	0,873	0,788	0,540	-0,025	-0,185	0,610	-0,520	-0,165

I de multivariate modellene fant vi at andel *elg-tog* var best forklart med variasjonen i antall passasjekilometer og snødybden. Andel *elg-tog* var høyest i år med mye snø og høy trafikkbelastning. Med andre ord økte andel *elg-tog* med økende antall passasjekilometer til tross for manglende økning i andel *elg-tog* i studieperioden. Dette kan forklares med at den gjennomsnittlige snødybden har sunket i samme periode (1,1 % pr. år), hvilket betyr at det er den relative påkjørselsfrekvensen for en gitt snødybde som har økt. Andel *elg-tog* økte imidlertid mindre enn antall passasjekilometer i perioden ($B = 0,53$, $SE = 0,25$) selv om gradienten kun var marginalt statistisk forskjellig fra 1 ($p < 0,06$).

Også andel *rådyr-tog* økte med økende snødybde, men var ellers ikke relatert til noen andre forklaringsvariabler når snødybde var inkludert i modellen. Variasjonen i andel *hjort-tog* var ikke relatert til noen klimavariabel når vi samtidig kontrollerte for variasjonen i antall passasjekilometer. Som forventet var det en tendens til at andel *hjort-tog* økte mer enn antall passasjekilometer ($B = 1,76$, $SE = 0,84$), men dette forholdet var ikke statistisk signifikant.

For alle artene samlet samvarierte andel HTU-tog med snødybden og vintertemperaturen i den beste modellen. Som forventet virket snødybden positivt, mens temperaturen virket negativt. Antall passasjekilometer eller sommertemperaturen ble ikke inkludert i den beste modellen.

3.5.2 Variasjon på fylkesnivå

3.5.2.1 Elg-bil

Utviklingen i antall Elg og jaktuttaket for elg i de forskjellige fylkene er vist i appendiks 1, mens sammenhengen mellom andel *elg-bil* og de forskjellige forklaringsvariablene er vist i Tabell 3.3. Antallet *elg-bil* økte med antallet elg felt og med antallet personbilkilometer, men med noe forskjellig utvikling i de forskjellige fylkene (Tabell 3.3). Forholdet var best mellom antallet *elg-bil* og antallet elg felt året etter (i år t+1, Tabell 3.3). For alle fylkene samlet økte antallet *elg-bil* raskere enn antallet elg felt (i år t+1, log-log skala: $B = 1,29$, $SE = 0,04$).

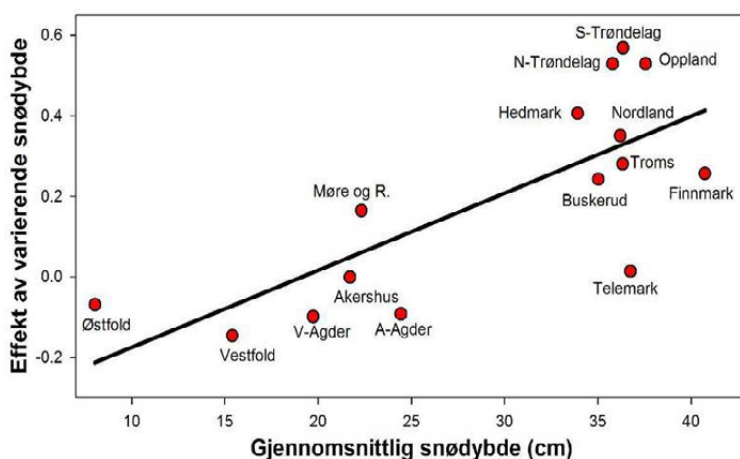
I alle fylker unntatt Vestfold var det en positiv sammenheng mellom antall *elg-bil* og antall personbilkilometer (Tabell 3.3). Det var en bedre sammenheng mellom antall *elg-bil* og antall elg felt enn mellom antall *elg-bil* og antall personbilkilometer i alle fylker utenom Østfold, Oslo-Akershus, Hedmark og Møre og Romsdal. I Vestfold var det et negativt forhold mellom antall *elg-bil* og antall personbilkilometer som følge av nedgang i *elg-bil* i perioden (appendiks 1), mens antall personbilkilometer økte. Også i fylkene Telemark, Aust-Agder og Vest-Agder har det vært nedgang i antall *elg-bil* i løpet av de siste 10-15 årene, i takt med en tilsvarende nedgang i antall elg felt (appendiks 1). Antall, personbilkilometer har økt i samme periode, noe som antyder at endringene i bestandstetthet mer enn endringene i trafikkbelastning er årsaken til variasjonen i antall *elg-bil* i perioden.

Andel *elg-bil* økte med antall personbilkilometer i de fleste av fylkene (samlet for alle fylkene: log-log skala: $B = 0,78$, $SE = 0,10$), i likhet med hva vi fant for hele Norge. I tillegg samvarierte andel *elg-bil* med klima i en rekke fylker (Tabell 3.3). Det mest konsistente forholdet fant vi mellom andel *elg-bil* og sommertemperaturen, men dette forholdet var positivt og ikke negativt som forventet. I tillegg var det et forhold mellom andel *elg-bil* og snødybden i mange fylker.

Tabell 3.3. Samvariasjonen over tid (korrelasjonskoeffisienter) mellom antall eller andel *elg-bil* (første rad) og forskjellige forklaringsvariabler (andre rad), fordelt på fylke. Andel *elg-bil* ble beregnet som antall *elg-bil* dividert med antall *elg* felt i år $t+1$. Antall år som inngår er 31, med unntak av i Møre og Romsdal (22) og Finnmark (24). Korrelasjonskoeffisienter med uthevet skrift er statistisk signifikante ved $p \leq 0,05$. Antall *elg* felt antyder antallet felt i jaktåret ett år etter at antallet *elg-bil* er registrert (år $t+1$).

Fylke	Antall <i>elg-bil</i>		Andel <i>elg-bil</i> (antall <i>elg-bil</i> / antall <i>elg</i> felt i år $t+1$)				
	antall <i>elg</i> felt	antall bil-km	år	antall bil-km	snødybde	vinter-temp.	sommer-temp.
Østfold	0,093	0,607	0,803	0,755	-0,394	0,455	0,229
Oslo-Akershus	0,666	0,775	0,658	0,694	-0,207	0,280	0,314
Hedmark	0,424	0,754	0,545	0,374	0,246	-0,006	0,446
Oppland	0,873	0,754	0,011	-0,020	0,577	-0,176	0,163
Buskerud	0,884	0,769	-0,281	-0,250	0,539	-0,370	0,041
Vestfold	0,760	-0,364	-0,319	-0,182	-0,287	0,154	-0,194
Telemark	0,933	0,763	0,095	0,190	-0,026	-0,340	-0,338
Aust-Agder	0,920	0,761	0,651	0,740	-0,363	0,483	0,538
Vest-Agder	0,935	0,619	0,543	0,606	-0,397	0,321	0,190
Møre og R.	0,529	0,647	0,312	0,364	-0,083	0,170	0,468
S-Trøndelag	0,783	0,788	0,354	0,185	0,302	-0,171	0,174
N-Trøndelag	0,915	0,829	0,688	0,611	0,059	0,210	0,185
Nordland	0,948	0,887	0,741	0,699	0,154	0,507	0,041
Troms	0,881	0,865	0,281	0,397	0,236	0,095	0,125
Finnmark	0,851	0,690	0,544	0,376	-0,096	-0,050	0,464

Den beste multivariate modellen antydnet at både antall personbilkilometer, snødybden, vintertemperaturen og sommertemperaturen kunne forklare deler av variasjonen i andel *elg-bil* over tid. Samlet sett var andel *elg-bil* høyere i år med høyt antall personbilkilometer og høy sommertemperatur, samt i år med kalde og snørike vintre. I tillegg var det en negativ interaksjon mellom snødybde og vintertemperatur, noe som antyder at påkjørselsfrekvensen var spesielt høy i år med både mye snø og lav temperatur.



Figur 3.15. Effekten av varierende snødybde på andelen *elg-bil* i forhold til gjennomsnittlig snødybde i forskjellige fylker. Høye verdier betyr at andelen *elg-bil* øker mye med økende snødybde.

Det var også stor variasjon i effekten av de respektive forklaringsvariablene mellom fylker (signifikante interaksjoner: fylke * personbilkilometer, fylke * snødybde): Betydningen av antall personbilkilometer var lav og til dels fraværende i Oppland, Buskerud, Vestfold og Telemark i for-

hold til i andre fylker. Tilsvarende var betydningen av varierende snødybde størst i fylker med jevnt over mye snø, mens den var liten eller fraværende i fylker med lite snø (Fig. 3.15).

3.5.2.2 Variasjon i *elg-bil* i forhold til variasjonen i tetthet og kjønnsrate fra sett *elg*-data

For å bedre forstå betydningen av varierende bestandsantall for variasjonen i antall *elg-bil*, gjentok vi de samme analysene som over med antall *elg* sett pr. jegerdagsverk som mål på bestandsstørrelsen (og ikke antall *elg* felt). I tillegg inkluderte vi variasjonen i andelen okser observert av alle eldre dyr (prosent okser) for å undersøke hvorvidt påkjørselsfrekvensen økte i perioder med mye okser i bestanden. Utviklingen i antall *elg* sett pr. dagsverk og antallet år med sett *elg*-data i de forskjellige fylkene er vist i appendiks 1.

Som antydnet i Tabell 3.4 var det positivt forhold mellom antall *elg-bil* og antall *elg* sett pr. dagsverk i de aller fleste fylkene. Det beste forholdet fant vi mellom antallet *elg-bil* og antallet *elg* sett pr. dagsverk samme år (og ikke året etter slik som for antallet *elg* felt), noe som også var å forvente da antall *elg* sett pr. dagsverk er en indeks direkte relatert til bestandsstørrelsen (eks. Solberg & Sæther 1999).

Andel *elg-bil* var mest konsistent relatert til antallet personbilkilometer og snødybden (Tabell 3.4). I tillegg var det nær samvariasjon med okseprosenten i flere fylker, med til dels forskjellig fortegn. Det samme var gjeldene for snøvariasjonen. De andre kimavariablene synes å være mindre viktige (Tabell 3.4).

Tabell 3.4. Samvariasjonen over tid (korrelasjonskoeffisienter) mellom antall eller andel *elg-bil* og forskjellige forklaringsvariabler, fordelt på fylke. Andel *elg-bil* ble beregnet som (\ln) antall *elg-bil* dividert med antall *elg* sett pr. dagsverk. Antall år som inngår i analysene for de respektive fylkene er vist i appendiks 1. Møre og Romsdal er utelatt pga. lite sett *elg*-data. Antall *elg* felt viser forholdet til antall *elg* felt i år $t+1$ innefor perioden med tilgjengelig sett *elg*-data. Korrelasjonskoeffisienter med uthevet skrift er statistisk signifikante ved $p \leq 0,05$.

Fylke	Antall <i>elg-bil</i>		Andel <i>elg-bil</i> (antall <i>elg-bil</i> / antall <i>elg</i> sett pr. dagsverk)				
	antall <i>elg</i> felt	sett pr. dagsv.	antall bil-km	okse-%	snødybde	vinter-temp.	sommer-temp.
Østfold	0,360	0,762	0,407	0,519	-0,361	0,456	0,079
Oslo-Akershus	0,419	0,083	-0,146	0,066	0,347	-0,489	0,677
Hedmark	0,441	0,828	0,514	0,555	0,608	0,039	0,379
Oppland	0,750	0,360	0,484	0,020	0,472	-0,090	0,216
Buskerud	0,689	0,316	0,552	-0,248	0,672	-0,569	0,438
Vestfold	0,829	0,849	-0,649	-0,557	-0,363	0,088	-0,082
Telemark	0,836	0,802	-0,210	0,116	0,125	-0,333	-0,197
Aust-Agder	0,800	0,832	0,049	0,134	0,153	-0,388	0,133
Vest-Agder	0,783	0,641	0,238	-0,586	-0,268	0,215	0,381
S-Trøndelag	0,796	0,697	0,695	-0,455	0,103	0,054	0,312
N-Trøndelag	0,912	0,851	0,693	-0,629	0,046	0,166	0,227
Nordland	0,910	0,857	0,554	-0,125	0,447	-0,139	-0,030
Troms	0,703	0,780	0,330	0,028	0,587	0,070	0,126
Finnmark	0,870	0,496	0,443	-0,498	-0,502	0,008	0,238

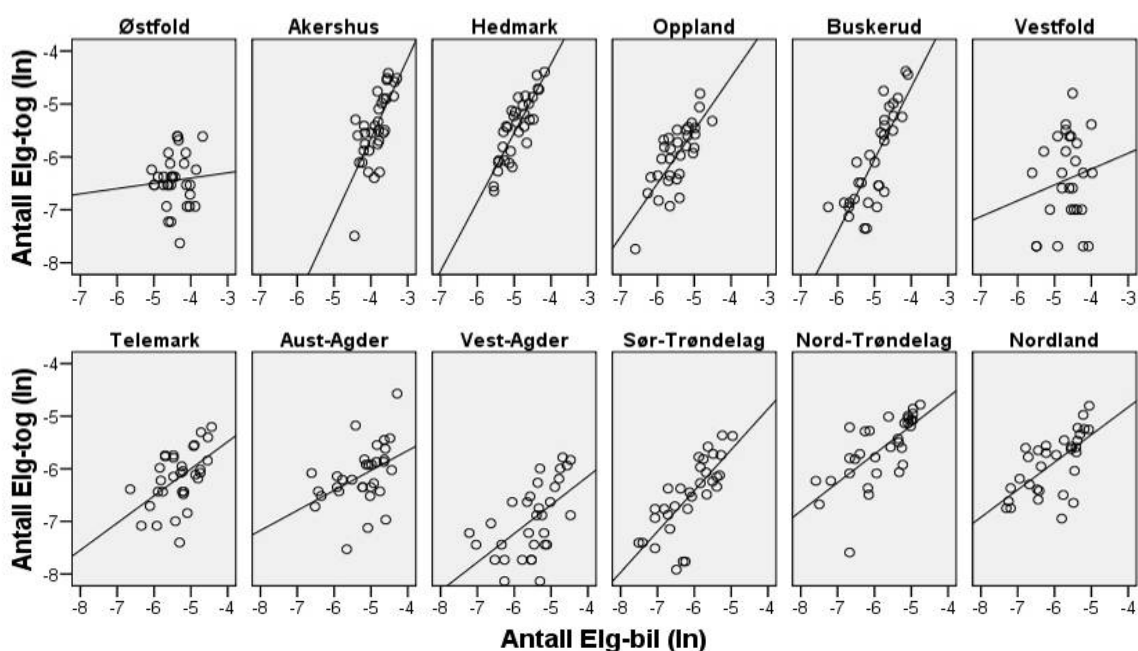
I de multivariate modellene fant vi igjen mye av det samme mønsteret som ved bruk av antall *elg* felt som mål på bestandsstørrelsen. Den beste modellen antydnet at antall personbilkilometer, snødybde, vintertemperatur og okseprosent kunne forklare deler av variasjonen i andel *elg-bil*. Effekten av snødybde var positiv som forventet, og varierte mellom fylker. Størst effekt av snødybde fant vi i typiske snørike fylker (som illustrert i Fig. 3.15). Vintertemperatur virket ne-

gativt i alle fylker. Det samme var tilfelle for effekten av okseprosent. Det betyr at andel *elg-trafikk* var høyere i år med lite okser i bestanden, hvilket var motsatt av hva vi forventet. Også effekten av personbilkilometer var positiv som forventet, og varierte noe mellom fylker (interaksjon fylke * personbilkilometer).

Vi gjentok så de samme analysene for den samme tidsperioden, men der responsvariabelen andel *elg-bil* ble beregnet som antall *elg-bil* dividert med antall elg felt (og ikke antall elg sett pr. dagsverk). Den beste multivariate modellen inneholdt alle de samme forklaringsvariablene, men ikke okseprosent. Hvorvidt bestandsstrukturen har en effekt på andelen av bestanden som påkjøres i trafikken er derfor beheftet med stor usikkerhet. Heller ikke sommertemperatur var i stand til å forklare et vesentlig bidrag i denne modellen.

3.5.2.3 *Elg-tog*

Variasjonen i årlig antall *elg-tog* har i stor grad fulgt variasjonen i antall *elg-bil* innenfor de fleste fylkene med jernbane (Fig. 3.16). Samlet sett for alle fylkene var det en svakere økning i antall *elg-tog* enn i antall *elg-bil* i perioden ($B = 0,66$, $SE = 0,05$, Fig. 3.16), men ikke i Hedmark og Buskerud der antall *elg-tog* økte mer enn antall *elg-bil* (Fig. 3.16).



Figur 3.16. Forholdet mellom antall *elg-tog* og antall *elg-bil* pr. år i perioden 1976-2007, fordelt på fylke. Samme skala er benyttet i alle figurene. Forholdet var ikke signifikant ($p > 0,42$) i Østfold og i Vestfold.

Når vi analyserte variasjonen i antall *elg-tog* mot antall elg felt fant vi et bedre forhold med antallet elg felt i år $t+1$ enn med antallet elg felt samme året (år t). Til forskjell fra antall *elg-bil* var det imidlertid en generelt lavere vekst i antall *elg-tog* enn i antallet elg felt i perioden (log-log skala: $B = 0,83$, $SE = 0,08$, for alle fylker samlet). Det var også et generelt positivt forhold mellom antall *elg-tog* og antall passasjerkilometer på jernbanen (Tabell 3.5).

Andel *elg-tog* var i liten grad relatert til variasjonen i antall passasjerkilometer (Tabell 3.5). Faktisk var det i mange fylker en nedgang i andel *elg-tog* i løpet av perioden, mens antall passasjerkilometer økte. Dette var ikke tilfelle i Oslo-Akershus og i Hedmark (Tabell 3.5). Det var også et nært positivt forhold mellom andel *elg-tog* og snødybden i de fleste fylkene, samt relativt flere påkjørsler i år med kalde vintre. Betydningen av sommertemperatur synes å være beskjeden (Tabell 3.5).

Tabell 3.5. Samvariasjonen over tid (korrelasjonskoeffisienter) mellom antall eller andel *elg-tog* og forskjellige forklaringsvariabler, fordelt på fylke. Andel *elg-tog* ble beregnet som antall *elg-tog* dividert med antall *elg* felt i år $t+1$. Antall år som inngår er 31. Korrelasjonskoeffisienter med uthevet skrift er statistisk signifikante, $p \leq 0,05$. Antall *elg* felt antyder antallet felt i jaktåret ett år etter at antallet *elg-tog* er registrert (år $t+1$).

Fylke	Antall <i>elg-tog</i>		Andel <i>elg-tog</i> (antall <i>elg-tog</i> / antall <i>elg</i> felt i år $t+1$)				
	antall <i>elg</i> felt	antall pass-km	år	antall pass-km	snødybde	vinter-temp.	sommer-temp.
Østfold	-0,029	0,189	0,150	0,186	0,062	-0,102	0,131
Oslo-Akershus	0,450	0,380	0,421	0,302	0,263	-0,067	0,364
Hedmark	0,399	0,572	0,425	0,402	0,594	-0,157	0,279
Oppland	0,477	0,289	-0,142	-0,070	0,783	-0,413	0,276
Buskerud	0,755	0,529	0,196	0,166	0,667	-0,468	0,207
Vestfold	-0,080	-0,252	-0,475	-0,198	0,651	-0,430	-0,027
Telemark	0,434	-0,093	-0,587	-0,552	0,609	-0,606	0,046
Aust-Agder	0,499	-0,087	-0,292	-0,215	0,391	-0,180	0,192
Vest-Agder	0,597	-0,482	-0,538	-0,580	0,210	-0,466	-0,065
S-Trøndelag	0,638	0,648	0,146	0,318	0,557	-0,225	-0,158
N-Trøndelag	0,499	0,534	-0,195	0,075	0,765	-0,473	-0,267
Nordland	0,562	0,298	-0,299	-0,285	0,837	-0,312	-0,229

Når vi testet den relative betydningen av de forskjellige forklaringsvariablene i en multivariat modell, fant vi i stor grad det samme mønsteret som framkommer i Tabell 3.5. Den beste modellen antydte at andelen *elg-tog* øker med økende snødybde og sommertemperatur, og med synkende vintertemperatur. I tillegg var det varierende effekt av antall passasjerkilometer i forskjellige fylker (Tabell 3.5), og det samme var tilfelle for effekten av snødybde. Effekten av snødybde var lite utpreget i Østfold, Telemark og Vest-Agder. Interessant nok var det også en interaksjon mellom fylke og vintertemperatur, der effekten var fraværende i Vestfold, Akershus og Aust-Agder.

3.5.2.4 Hjort-bil

Antall *hjort-bil* og jaktuttaket for hjort i de forskjellige fylkene er vist i appendiks 2. Få hjort drepes på jernbanen og derfor fokuserer vi her kun på antall *hjort-bil*. Som for elgen var det høy samvariasjon mellom antall *hjort-bil* og antall hjort felt. Forholdet var svakt bedre mellom antall *hjort-bil* og antallet hjort felt samme år enn antallet felt året etter (år $t+1$).

Tabell 3.6. Samvariasjonen over tid (korrelasjonskoeffisienter) mellom antall eller andel *hjort-bil* og forskjellige forklaringsvariabler, fordelt på fylke. Andel *hjort-bil* ble beregnet som antall *hjort-bil* dividert med antall hjort felt samme år. Antall år som inngår er 32, med unntak av i Oppland (18) og Rogaland (29). Korrelasjonskoeffisienter med uthevet skrift er statistisk signifikante, $p \leq 0,05$.

Fylke	Antall <i>hjort-bil</i>		Andel <i>hjort-bil</i> (antall <i>hjort-bil</i> / antall hjort felt)				
	antall hjort felt	antall bil-km	år	antall bil-km	snødybde	vinter-temp.	sommer-temp.
Oppland	0,744	0,747	0,324	0,279	0,407	-0,129	0,256
Rogaland	0,861	0,836	0,427	0,429	-0,242	0,100	0,018
Hordaland	0,940	0,900	0,759	0,706	0,162	0,248	0,078
Sogn og Fjordane	0,958	0,921	0,748	0,775	-0,067	0,194	0,126
Møre og Romsdal	0,937	0,846	0,229	0,151	-0,121	0,237	0,231
S-Trøndelag	0,901	0,753	0,388	0,329	0,225	0,020	0,241

Samlet sett var veksten i antall *hjort-bil* høyere enn i antall hjort felt (log-log skala: $B = 1,35$, $SE = 0,05$), men det var enkelte forskjeller mellom fylker. I Møre og Romsdal var det et proporsjonalt forhold mellom antall *hjort-bil* og antall hjort felt. Forholdet mellom antall *hjort-bil* og antall personbilkilometer innen fylke var noe svakere (Tabell 3.6), noe som antyder at det er økningen i bestandstetthet som er den viktigste årsaken til økende antall *hjort-bil*.

Andel *hjort-bil* var best relatert til variasjonen i antall personbilkilometer, og var i liten grad relatert til de andre forklaringsvariablene (Tabell 3.6). I den beste multivariate modellen fant vi imidlertid at både antall personbilkilometer og snødybde kunne forklare en betydelig del av variasjonen i andel *hjort-bil*. Effekten av snø var positiv som forventet. I tillegg var det en tendens til at effekten av personbilkilometer varierte noe mellom fylker.

3.5.2.5 Rådyr-bil

Antall *rådyr-bil* og jaktuttaket for rådyr i de forskjellige fylkene er vist i appendiks 3. Få rådyr drepes på jernbanen og derfor fokuserer vi her kun på antall *rådyr-bil*. Det var høy samvariasjon mellom antall *rådyr-bil* og jaktuttaket av rådyr, og som for hjorten var det et bedre forhold mellom antall *rådyr-bil* og antall rådyr felt samme år enn i året etter (år $t+1$). Til forskjell fra de andre hjorteviltartene var det ingen raskere vekst i antall *rådyr-bil* enn i antall rådyr felt i studieperioden (log-log skala: $B = 1,02$, $SE = 0,03$, for alle fylkene samlet), men med noe variasjon mellom fylker. I Østfold og Telemark var veksten i antall *rådyr-bil* høyere enn proporsjonalt. Det var også et positivt, men noe svakere forhold mellom antall *rådyr-bil* og antall personbilkilometer innen fylke (Tabell 3.7).

Andel *rådyr-bil* samvarierte positivt med antall personbilkilometer i de fleste fylker (log-log skala: $B = 0,51$, $SE = 0,08$, samlet for alle fylker). I tillegg var det et positivt forhold mellom andel *rådyr-bil* og sommertemperaturen i flere fylker. Betydningen av vinterklimaet var mindre fremtredende (Tabell 3.7).

Tabell 3.7. Samvariasjonen over tid (korrelasjonskoeffisienter mellom antall eller andel rådyr-bil og forskjellige forklaringsvariabler, fordelt på fylke. Andel rådyr-bil ble beregnet som antall rådyr-bil dividert med antall rådyr felt samme år. Antall år som inngår er 32. Korrelasjonskoeffisienter med uthevet skrift er statistisk signifikante, $p \leq 0,05$.

Fylke	Antall rådyr-bil		Andel rådyr-bil (antall rådyr-bil/ antall rådyr felt)				
	antall rådyr felt	antall bil-km	år	antall bil-km	snødybde	vintertemp.	sommertemp.
Østfold	0,920	0,929	0,763	0,682	-0,124	0,273	0,422
Oslo-Akershus	0,909	0,899	0,741	0,727	-0,238	0,383	0,209
Hedmark	0,651	0,912	0,911	0,824	-0,211	0,490	0,504
Oppland	0,906	0,783	0,165	0,276	-0,099	0,004	-0,081
Buskerud	0,951	0,825	0,674	0,661	-0,203	0,245	0,417
Vestfold	0,943	0,883	-0,054	-0,038	0,149	-0,233	-0,091
Telemark	0,911	0,810	0,596	0,506	-0,090	0,098	-0,044
Aust-Agder	0,647	0,724	0,255	0,256	-0,212	0,248	0,448
Vest-Agder	0,905	0,851	0,041	0,052	0,237	-0,119	-0,239
Rogaland	0,918	0,785	-0,387	-0,508	0,269	-0,292	-0,298
Møre og Romsdal	0,935	0,914	0,546	0,367	-0,221	0,160	0,410
S-Trøndelag	0,942	0,886	0,382	0,309	0,414	-0,063	0,008
N-Trøndelag	0,942	0,886	0,358	0,073	-0,219	-0,118	0,320

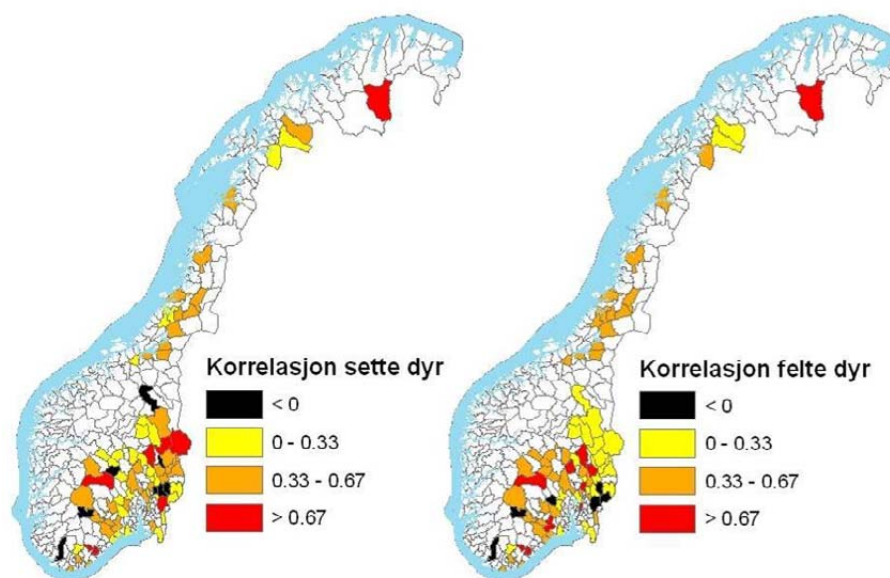
I den beste multivariate modellen fant vi at variasjonen i andel *rådyr-bil* først og fremst var påvirket av antall personbilkilometer, sommertemperatur og vintertemperatur. Andel *rådyr-bil* økte med økende antall personbilkilometer og sommertemperatur, og synkende vintertemperatur. I

tillegg varierte effekten av personbilkilometer og sommertemperatur noe mellom fylker. I Vestfold, Vest-Agder, Rogaland og Nord-Trøndelag var det ingen effekt av antall personbilkilometer.

3.5.3 Samvariasjon mellom antall HTU-bil og jaktuttak i enkeltkommuner

Graden av samvariasjon mellom antall *elg-bil* og bestandstetthet ble analysert for totalt 111 kommuner med tilstrekkelig data (≥ 5 *elg-bil* i pr. år i gjennomsnitt) for perioden 1987-2007. Det var en positiv korrelasjon mellom antall *elg-bil* og antall elg felt i år $t+1$ i 88 % av alle kommunene (42 % var statistisk signifikante, $p \leq 0,05$), og positiv korrelasjon mellom antall *elg-bil* og antall elg sett pr. dagsverk i 89 % av alle kommunene (33 % var statistisk signifikante, $p \leq 0,05$). Som forventet var det høy korrelasjon mellom antall *elg-bil* og antall elg felt i kommuner med høy korrelasjon mellom *elg-bil* og antall elg sett pr. dagsverk ($r = 0,39$).

Det var stor variasjon mellom kommuner i grad av samvariasjon mellom antall *elg-bil* og bestandstetthet. Det var en tendens til at kommuner i Østfold, Akershus, Hedmark, Oppland og delvis Buskerud hadde noe lavere samvariasjon enn kommuner i andre fylker (Fig. 3.17). Tilsvarende var det en del romlig korrelasjon, hvilket vil si at kommuner som grenset opp til hverandre oftere hadde samme grad av samvariasjon mellom antall *elg-bil* og bestandstetthet.



Figur 3.17. Samvariasjonen mellom antall *elg-bil* pr. år og antall elg sett pr. dagsverk (venstre kart) og antall elg felt i år $t+1$ (høyre kart) innen kommune i perioden 1987-2007. Kun data fra kommuner med ≥ 5 *elg-bil* i gjennomsnitt pr. år i perioden (dvs. data fra kommuner uten farge er ikke analysert)

For *hjort-bil* hadde vi tilstrekkelig data fra 32 kommuner (≥ 5 *hjort-bil* pr. år i gjennomsnitt). Det var positiv korrelasjon mellom antall *hjort-bil* og antall hjort felt i 94 % av alle kommuner (69 % statistisk signifikant, $p \leq 0,05$).

Variasjonen i antall *rådyr-bil* ble kun analysert for perioden 1987-2000 som følger av manglende avskytningsdata på kommunenivå etter år 2000. Vi hadde tilstrekkelig data fra 168 kommuner (≥ 5 *rådyr-bil* i pr. år i gjennomsnitt). Av disse var det positiv korrelasjon mellom antall *rådyr-bil* og antall rådyr felt i 85 % av kommunene (26 % statistisk signifikant, $p \leq 0,05$). Lavere andel signifikante forhold skyldes i stor grad kortere tidsrekker.

Samlet sett fant vi lavere korrelasjonskoeffisienter i kommuner med relativt få *HTU-bil*, noe som antyder at usikkerheten som følge av lave utvalg påvirker samvariasjonen mellom antall felt og bestandsstørrelsen. Vi fant også at korrelasjonskoeffisientene var lavere i kommuner

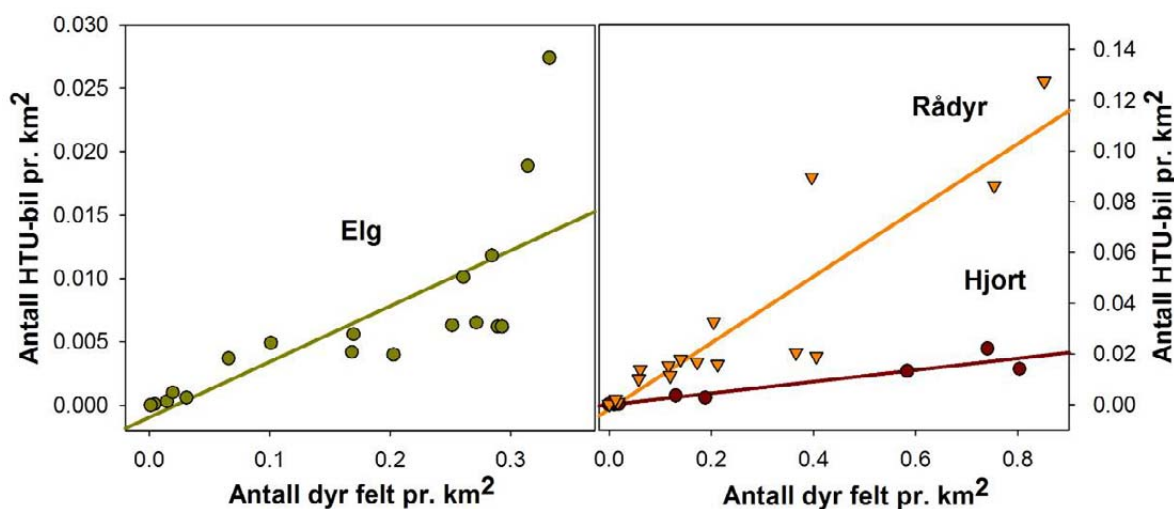
med liten variasjon i jaktuttak (eller elg sett pr. dagsverk). Det siste skyldes sannsynligvis at en relativt større andel av den samlede variasjonen skyldes feilvariasjon i kommuner med lite varierende bestandsstørrelse.

3.6 Romlig variasjonen i HTU

3.6.1 Romlig variasjon på fylkesnivå

På grunn av varierende utbredelse hadde vi ikke tilstrekkelig HTU-data for alle artene i alle fylker. Totalt hadde vi 16 fylker med tilstrekkelig data for *elg-bil*, 12 fylker for *hjort-bil* og 13 fylker for *rådyr-bil*.

For alle artene var det en positiv samvariasjon mellom fylker i antall HTU-bil og antall dyr felt pr. km² areal under den klimatiske tregrensa (Fig. 3.18). Forholdet var best for hjort ($R^2 = 0,93$) etterfulgt av rådyr ($R^2 = 0,81$) og elg ($R^2 = 0,58$).



Figur 3.18. Forholdet mellom antall HTU og antall dyr felt pr. km² og år for elg ($n = 16$, $R^2 = 0,58$), hjort ($n = 12$, $R^2 = 0,93$) og rådyr ($n = 13$, $R^2 = 0,81$) for forskjellige fylker i periodene 2000-2007.

Andel HTU-bil varierte mye mellom fylker og arter. Andel *elg-bil* var spesielt høy i Østfold og Akershus, samt i Nordland, Troms og Finnmark, mens den var relativt lav på Vestlandet fra Rogaland til Møre og Romsdal. Andel *hjort-bil* varierte lite mellom fylker (Fig. 3.18). Den var høyest i Oppland og Vest-Agder og lavest i Aust-Agder og Nord-Trøndelag. Andel *rådyr-bil* var høyest i Hedmark og Akershus og lavest i Vest-Agder og Aust-Agder.

Andel HTU-bil samvarierte med en rekke av fylkeskarakterene, men på grunn få fylker med data var det kun samvariasjonen mellom *elg-bil* og snødybdevariasjon som var statistisk signifikant (Tabell 3.8).

Det var svært høy samvariasjon mellom trafikkintensitet og veitetthet ($r = 0,75$), okseandel og kalvandel ($r = -0,78$), høyde over havet og høydegradient ($r = 0,87$) og snødybde og terrengmorfologi ($r = 0,71$). Vi utelot derfor veitetthet, kalveandel, høydegradient og terrengmorfologi fra de multivariate analysene. Også trafikkintensitet og andel offentlige veier med viltgjerde var nært korrelert ($r = 0,71$), men begge ble beholdt i analysene fordi vi hadde motsatt forventning til effekten av de to variablene.

Tabell 3.8. Korrelasjonskoeffisienten for forholdet mellom gjennomsnittlig andel HTU-bil pr. fylke og år (\ln) for elg, hjort og rådyr og potensielle forklaringsvariabler. Data fra norske fylker i periodene 2000-2007. Elg-bil, $n = 16$ fylker, hjort-bil, $n = 12$, rådyr-bil, $n = 13$. Korrelasjonskoeffisienter med uthevet skrift er statistisk signifikante, $p \leq 0,05$.

Forklaringsvariabel	Andel elg-bil	Andel hjort-bil	Andel rådyr-bil
Bestandsvekstrate	0,476	0,002	-0,321
Snødybde	-0,345	-0,079	-0,195
Snødybdevariasjon	-0,550	-0,427	-0,462
Høyde over havet	-0,256	0,081	0,137
Høydegradient	-0,469	-0,043	-0,087
Terrengmorfologi	-0,015	0,183	0,153
Veitetthet (alle offentlige veier)	0,085	0,166	0,026
Andel vei gjennom skog	-0,227	-0,023	-0,182
Andel vei gjennom innmark	-0,141	0,162	0,460
Trafikkintensitet (antall biler pr. veikm)	0,249	0,346	0,329
Andel offentlige veier med viltgjerde	0,175	0,283	0,339
Okseandel	0,302		
Kalveandel	0,172		

I de multivariate modellene var det flere variabler som kunne forklare deler av variasjonen i andel HTU-bil. Variasjonen i andel elg-bil var best forklart med variasjon i bestandsvekstrate, trafikkintensitet, okseandel og andel vei gjennom skog. Alle variablene virket positivt, som forventet. Med andre ord blir det påkjørt relativt flere elg i fylker med høy trafikkintensitet (eller veitetthet som den var korrelert med), høy okseandel (eller lav kalvandel) og i fylker der mye av veinettet befinner seg i skog. Effekten av bestandsvekstrate antyder at andel elg-bil er større i fylker med bestandsøkning, sannsynligvis fordi jaktuttaket utgjør en mindre andel av bestanden i slike fylker og andel elg-bil derfor overestimeres i forhold til fylker med bestandsnedgang. I modeller der vi også inkluderte andel offentlige veier med viltgjerder forklarte denne variabelen ikke en signifikant andel av variasjonen i andel HTU-bil, og sammenhengen var i beste fall positiv og ikke negativ som forventet (antagelig som følge av positiv korrelasjon med trafikkintensitet).

Variasjonen i andel rådyr-bil var best forklart av variasjonen i fylkets høyde over havet, andel vei gjennom innmark og snødybde. Relativt flere rådyr ble påkjørt i høyereliggende fylker og i fylker med mye av veinettet i kulturlandskapet. Effekten av snødybde var imidlertid negativ og ikke positiv som forventet. Dette skyldes i hovedsak at relativt mange rådyr blir påkjørt i Østfold, Akershus og Vestfold, der det er lite snø og høy trafikkintensitet ($r = -0,69$). Interessant nok fant vi da også at snødybden var erstattet med en positiv effekt av trafikkintensitet i den nest beste modellen.

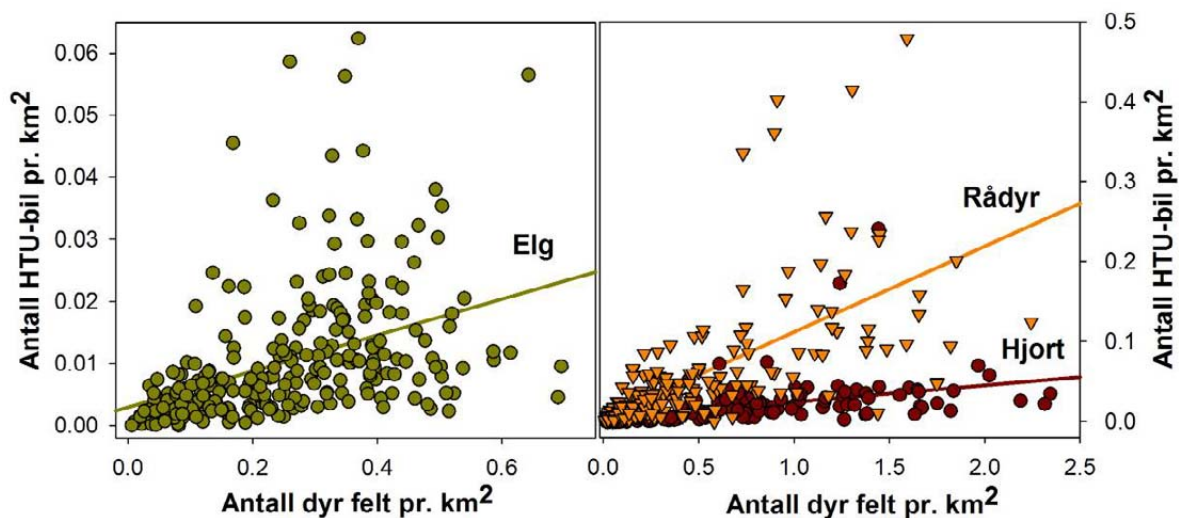
Den beste modellen for variasjon i andel hjort-bil inneholdt ingen av forklaringsvariablene. Den nest beste modellen inneholdt en negativ effekt av snødybdevariasjon, men denne effekten var ikke signifikant ($p > 0,10$).

3.6.2 Romlig variasjon på kommunenivå

Som på fylkesnivå var det en positiv samvariasjon mellom kommuner i antall HTU-bil og antall dyr felt pr. km² areal under den klimatiske tregrensa (Fig. 3.19). I alle følgende analyser har vi derfor benyttet andel HTU-bil på kommunenivå som responsvariabel.

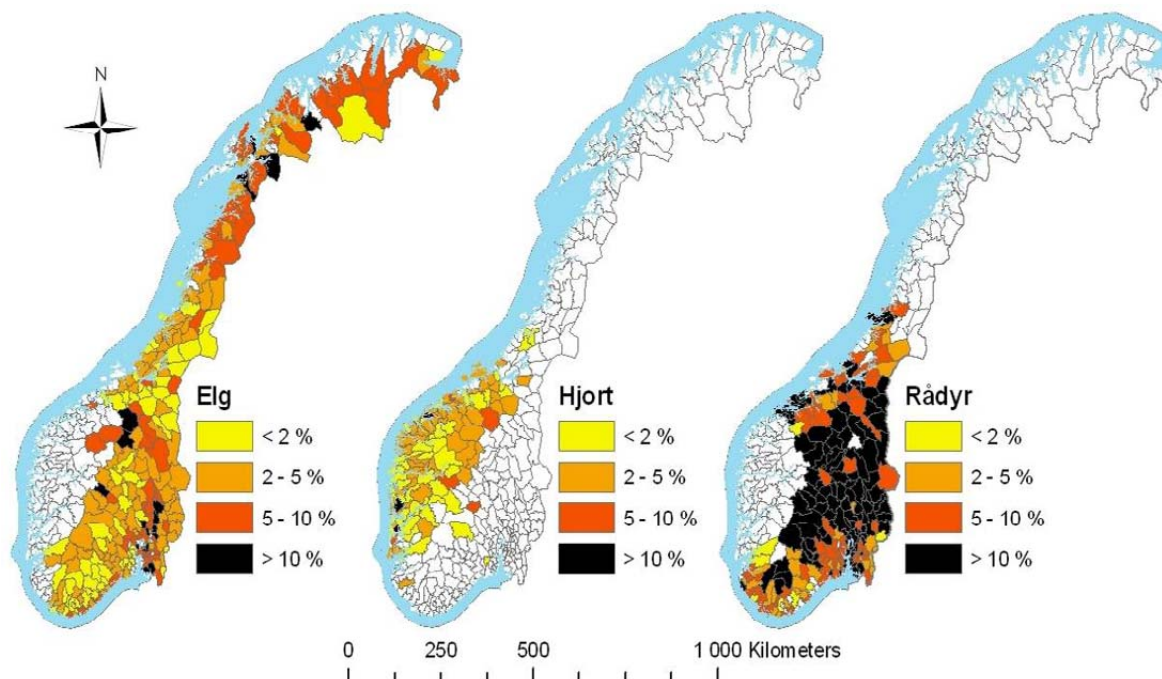
Andel elg-bil var spesielt høy i enkelte kommuner på det sentrale Østlandet, og i deler av Nord-Norge (Fig. 3.20), noe som samstemmer med høye verdier for andel HTU-bil i Østfold, Akers-

hus, Nordland og Troms. Verdiene var relativt lave i indre deler av Agder, og i indre deler av Trøndelag, utenom i Namdalen og Meråker.



Figur 3.19. Forholdet mellom antall HTU og antall dyr felt pr. km² og år for elg ($n = 259$, $R^2 = 0,19$), hjort ($n = 126$, $R^2 = 0,19$) og rådyr ($n = 234$, $R^2 = 0,47$) i periodene 2000-2007 (elg, hjort) og 1993-2000 (rådyr). Basert på kommuner med mer enn 20 individer felt i gjennomsnitt pr. år i perioden. I analysene er alle verdiene ln-transformerte for å stabilisere variansen.

Andel *hjort-bil* varierte mindre mellom kommuner. De høyeste verdiene fant vi i folkerike og relativt urbane områder på Vestlandet (eks. Bergen, Ålesund, Kristiansund, Stord) og i enkelte snørike kommuner på Østlandet (Nes i Buskerud) og i Trøndelag (Oppdal).



Figur 3.20. Fordeling av gjennomsnittlig prosentandel HTU-bil pr. år for elg, hjort og rådyr i norske kommuner i periodene 2000-2007 (elg og hjort) og 1993-2000 (rådyr). Kun for kommuner med mer enn 20 individer felt i gjennomsnitt pr. år i perioden.

Andel *rådyr-bil* var jevnt over større i typiske innlandskommuner enn langs kysten, med noen unntak (Fig. 3.20). Spesielt høy (> 30 %) var andel *rådyr-bil* i urbane og folketette kommuner som Oslo, Trondheim, Hamar, Horten og Ski.

Som forventet var det en signifikant romlig samvariasjon i andel *HTU* mellom arter med felles geografisk utbredelse. Størst samvariasjon fant vi mellom andel *rådyr-bil* og andel *hjort-bil* ($r = 0,55$, $n = 51$), mens forholdet mellom andel *elg-bil* og andel *hjort-bil* var noe svakere ($r = 0,50$, $n = 32$). Antallet kommuner med overlappende data for rådyr og hjort og elg og hjort var imidlertid lavt, og hovedsakelig fra Midt-Norge. Graden av overlapp var større mellom rådyr og elg ($n = 192$ kommuner med antall felt > 20 pr. år), men samvariasjonen mellom andel *rådyr-bil* og andel *elg-bil* var noe svakere ($r = 0,39$).

Andel *HTU-bil* var assosiert med en rekke potensielle forklaringsvariabler (Tabell 3.9). For alle tre artene var trafikkintensitet positivt assosiert med andel *HTU-bil*, mens høydegradienten var negativt assosiert med andel *HTU-bil* for hjort og elg (Tabell 3.9). Andel *elg-bil* var også positivt assosiert med okseandel og kalveandel i bestanden. Variasjon i snødybde mellom kommuner synes å ha liten effekt på variasjonen i andel *elg-bil*, mens den er henholdsvis negativt og positivt assosiert med andel *hjort-bil* og *rådyr-bil*.

Det var også stor grad av samvariasjon mellom enkelte av forklaringsvariablene. Spesielt nært korrelert var snødybde og høyde over havet ($r = 0,73$), snødybde og høydegradienten ($r = 0,70$), og trafikkintensitet og veitetthet ($r = 0,68$). Vi har derfor utelatt høyde over havet, høydegradienten og veitetthet fra de multivariate analysene.

Tabell 3.9. Korrelasjonskoeffisienten for forholdet mellom gjennomsnittlig andel *HTU-bil* pr. år (*ln*) for *elg*, *hjort* og *rådyr* og potensielle forklaringsvariabler. Data fra norske kommuner i periodene 2000-2007 (*elg* og *hjort*) og 1993-2000 (*rådyr*), med mer enn 20 individer felt i gjennomsnitt pr. år i perioden. Antall kommuner som inngår med data er angitt i parentes. Korrelasjonskoeffisienter med uthevet skrift er statistisk signifikante, $p \leq 0,05$.

Forklaringsvariabel	Andel <i>elg-bil</i>	Andel <i>hjort-bil</i>	Andel <i>rådyr-bil</i>
Bestandsvekstrate	0,217 (260)	-0,016 (129)	-0,099 (233)
Snødybde	-0,069 (259)	-0,154 (126)	0,186 (234)
Snødybdevariasjon	-0,160 (259)	-0,028 (126)	-0,038 (234)
Høyde over havet	-0,165 (259)	-0,167 (126)	0,114 (234)
Høydegradient	-0,233 (259)	-0,182 (126)	0,014 (234)
Terrengmorfologi	-0,053 (259)	-0,219 (126)	0,061 (234)
Veitetthet (alle offentlige veier)	0,268 (259)	0,251 (126)	0,068 (234)
Andel vei gjennom skog	-0,261 (259)	-0,233 (128)	-0,124 (234)
Andel vei gjennom innmark	-0,053 (259)	-0,015 (128)	-0,073 (234)
Trafikkintensitet (antall biler pr. veikm)	0,275 (260)	0,364 (128)	0,292 (234)
Andel offentlige veier med viltgjerde	0,249 (259)	0,054 (128)	0,149 (234)
Okseandel	0,156 (248)		
Kalvandel	0,196 (248)		

3.6.2.1 Variasjon i *elg-bil*

I de multivariate modellene testet vi den relative betydningene av variablene over (utenom høyde over havet, høydegradient og veitetthet) på variasjonen i andel *elg-bil*. I tillegg inkluderte vi en kategorisk variabel kalt hovedveiandel. Denne variabelen angir om det er mer enn eller mindre enn gjennomsnittlig andel Europa- og riksveier i kommunen.

Den beste modellen inkluderte en positiv effekt av bestandsvekstrate, snødybde, trafikkintensitet, andel vei med viltgjerder, hovedveiandel, kalvprosent og okseprosent (Tabell 3.10). Med andre ord var andel *elg-bil* ulykker høyere i kommuner med mye snø, mange biler på veinettet, høy andel viltgjerder, høy hovedveiandel og med høy andel kalv og/eller okser i bestanden. I tillegg fant vi en 2-veisinteraksjon mellom hovedveiandel og snødybde, og hovedveiandel og kalvprosent (Tabell 3.10).

Tabell 3.10. Parameterestimat for den beste modellen som forklarer variasjonen i andel *elg-bil* pr. år (*ln*) i perioden 2000-2007. Data fra kommuner med mer enn 20 individer felt i gjennomsnitt pr. år. Hovedveiandel og interaksjonene med hovedveiandel angir parameterverdien for laveste nivå (mindre enn gjennomsnittlig andel hovedveier).

Parameter	B	SE	P
Bestandsvekstrate	1,932	0,597	<0,001
Snødybde	0,164	0,062	<0,001
Trafikkintensitet	0,224	0,049	<0,001
Andel vei med viltgjerde	0,060	0,016	<0,001
Kalvprosent	1,674	0,402	<0,001
Okseprosent	1,221	0,236	<0,001
Hovedveiandel	1,133	0,659	0,840
Hovedveiandel * snødybde	-0,256	0,076	0,001
Hovedveiandel * kalvprosent	-0,884	0,440	0,045

Omkring 36 % av variasjonen i andel *elg-bil* mellom kommuner ble forklart av den beste modellen, hvilket betyr at mye variasjon fortsatt er uavklart. Høye gjenværende verdier (residualverdier > 1) fant vi hovedsakelig i kommuner i Akershus og Troms, mens Vestfold, Telemark og Vest-Agder hadde mange kommuner med lave verdier.

3.6.2.2 Variasjon i hjort-bil

Den beste forklaringsmodellen for variasjonen i andel *hjort-bil* antyder at relativt flere hjort blir påkjørt i kommuner med høy trafikkintensitet, lav andel veier i skog, mye av terrenget lavt (lav terrengmorfologi) og med mer enn gjennomsnittlig andel Europa- og riksveier (hovedveiandel). I tillegg fant vi at bestandsvekstraten virket positivt, som forventet. Snøforhold synes ikke å virke inn på risikoen for at hjort forulykker i trafikken (Tabell 3.11).

Tabell 3.11. Parameterestimat for den beste modellen som forklarer variasjonen i andel *hjort-bil* pr. år (*ln*) i perioden 2000-2007. Data fra kommuner med mer enn 20 individer felt i gjennomsnitt pr. år. Hovedveiandel angir parameterverdien for laveste nivå (mindre enn gjennomsnittlig andel hovedveier).

Parameter	B	SE	P
Bestandsvekstrate	2,545	1,012	0,012
Trafikkintensitet	0,329	0,064	<0,001
Andel vei gjennom skog	-0,227	0,070	0,019
Terrengmorfologi	-0,102	0,054	0,060
Hovedveiandel	-0,187	0,071	0,009

Omkring 28 % av variasjonen i andel *hjort-bil* mellom kommuner ble forklart av den beste modellen. Høye residualverdier fant vi for kommuner i Oppland, mens lave residualverdier dominerte i kommuner i Rogaland.

3.6.2.3 Variasjon i rådyr-bil

Den beste forklaringsmodellen for variasjonen i andel *rådyr-bil* antyder at risikoen for at rådyr blir påkjørt er høyere i kommuner med mye snø (høyereliggende kommuner), høy trafikkintensitet og høy andel vei med viltgjerder (Tabell 3.12). I tillegg fant vi at effekten av snødybde var større i kommuner med høy andel Europa- og riksveier. Til forskjell fra *elg* og *hjort* fant vi ingen effekt av bestandsvekstraten på variasjonen i andel *rådyr-bil*.

Omkring 34 % av variasjonen i andel rådyr-bil mellom kommuner ble forklart av den beste modellen. Høye residualverdier fant vi i kommuner i Hedmark, Oppland og Møre og Romsdal, mens vi fant en tendens til lavere residualverdier i Vestfold, Agder og Rogaland.

Tabell 3.12. Parameterestimat for den beste modellen som forklarer variasjonen i andel rådyr-bil pr. år (\ln) i perioden 1993-2007. Data fra kommuner med mer enn 20 individer felt i gjennomsnitt pr. år. Hovedveiandel og interaksjonen med hovedveiandel angir parameterverdien for laveste nivå (mindre enn gjennomsnittlig andel hovedveier).

Parameter	B	SE	P
Snødybde	0,476	0,072	<0,001
Trafikkintensitet	0,486	0,060	<0,001
Andel vei med viltgjerde	0,043	0,016	0,006
Hovedveiandel	0,941	0,340	0,017
Hovedveiandel * snødybde	-0,220	0,088	0,013

4 Diskusjon

4.1 Det store bildet

Antallet *HTU* som involverer elg, hjort eller rådyr i Norge har variert mye mellom områder og år i studieperioden (appendiks 1 – 3). I 2007 ble det registrert hele 6996 *HTU* med dødelig utgang for de nevnte artene, et antall som var snaue 16 ganger større enn antallet *HTU* registrert i 1970 (441 *HTU*). Aller størst har økningen vært på veinettet. Vi finner også til dels svært store forskjeller mellom fylkene med hensyn til antall *HTU* (Fig. 3.4), der relativt flest hjortevilt blir påkjørt i fylker med høye hjortevilttettheter, høy veitetthet og høy trafikkbelastning. Typisk nok var det høye antall *HTU-bil* i samme år og områder som det var høye antall *HTU-tog*, og tilsvarende høy romlig samvariasjon i antall *HTU* mellom de forskjellige artene.

Samlet for alle artene påkjøres det flest rådyr, etterfulgt av elg og hjort. Den samme rekkefølgen finner vi med hensyn til andel *HTU* (antall *HTU* / jaktuttaket); andelen rådyr drept i trafikken var mer enn dobbel så høy som andelen elg, som igjen var mer enn dobbel så høy som andel *hjord-trafikk* (Fig. 3.2). Fordi de forskjellige hjorteviltartene har forskjellig naturlig dødelighets- og reproduksjonsrater, vil imidlertid den reelle risikoen fordele seg noe annerledes. Ved bruk av en grov estimeringsteknikk er det antydnet at det var omkring 100 000 elg, 125 000 hjort og 125 000 rådyr i Norge vinteren 2007 (Solberg m.fl. 2008). Dette gir en påkjørselssannsynlighet på omkring 2,1 % for elg, 0,7 % for hjort og 3,2 % for rådyr.

Resultatene antyder at det meste av økningen i antall *HTU* kan tilskrives en økning i bestandsstørrelse for de nevnte artene, samt økende trafikkbelastningen på vei og jernbane. I tillegg ser vi at varierende klimaforhold har stor betydning for variasjonen i antall *HTU* fra det ene året til det neste. I år med relativt lang og kald vinter med mye snø registreres det mange *HTU*, spesielt i snørike fylker (Fig. 3.15). Høy sommertemperatur synes også å medføre økt antall *HTU*, særlig for elg og rådyr.

Mange av variablene som samvarierte med antall *HTU* over tid, forklarte også variasjonen i antall *HTU* mellom områder. Gjennomgående fant vi høyere tetthet av *HTU* i kommuner og fylker med høy bestandstetthet (Fig. 3.18 og 3.19), og i kommuner med høy veitetthet og trafikkintensitet (biler pr. veikm). Tilsvarende fant vi høyere andel *HTU* i kommuner med mye snø vinterstid, spesielt for elg og rådyr. Også bestandsstruktur kan være viktig for variasjonen i antall *HTU* mellom områder. Dette ble kun undersøkt for elgen, der det viste seg at antall *elg-bil* var høyere i kommuner med en høy okseandel, sannsynligvis som følge av høyere aktivitet på okser enn kyr. Til sammenligning var sammenhengen mellom varierende landskapsutforming og variasjonen i andel *HTU* beskjeden, til tross for forventninger om det motsatte. Det samme gjaldt sammenhengen mellom andel *HTU* og omfanget av viltgjerder langs hovedveiene i kommunene.

I korte trekk oppsummerer dette hovedresultatene av undersøkelsen. Som forventet fra en rekke tidligere undersøkelser (eks. Dussault m.fl. 2005, Seiler 2005), fant vi dermed støtte for at antallet *HTU* varierer med både 1) viltrelaterte årsaker (bestandstetthet, atferd), 2) habitatrelaterte årsaker (mattilgang, snøforhold), 3) værforhold (snødybde, temperatur) og 4) menneske-relaterte forhold (veitetthet, trafikkbelastning). Det var imidlertid forskjeller i hvilke variabler som best forklarte variasjonen i antall *HTU* for de forskjellige artene, og hvordan antall *HTU* for de respektive artene fordelte seg mellom dødsårsaker (bil, tog) og områder. Disse artsforskjellene kan skyldes forskjeller i utbredelse og migrasjonsmønster, samt hvordan områdebruk og aktivitetsmønster sammenfaller med døgn- og sesongvariasjon i trafikkmønster. Ved å sammenholde disse forskjellene med kunnskap om de respektive artenes biologi, kan vi få en bedre forståelse av mekanismen bak de resultatene som framkommer.

I de etterfølgende kapitlene diskuterer vi dette mer utfyllende. Først fokuserer vi på kvaliteten av det materialet som er benyttet og i hvilken grad manglende presisjon og feil i datamaterialet kan ha påvirket resultatene. Deretter diskuterer vi den generelle variasjonen i antall *HTU* i for-

hold til de aktuelle forklaringsvariablene, samt andre forhold som kan ha innvirket. Spesielt har vi fokusert på betydningen av varierende bestandstetthet ettersom denne variabelen er under direkte innflytelse av viltforvaltningen. Til slutt gir vi noen vurderinger av hvordan resultatene kan benyttes i lokalforvaltningen, gitt forskjellige forvaltningspremisser.

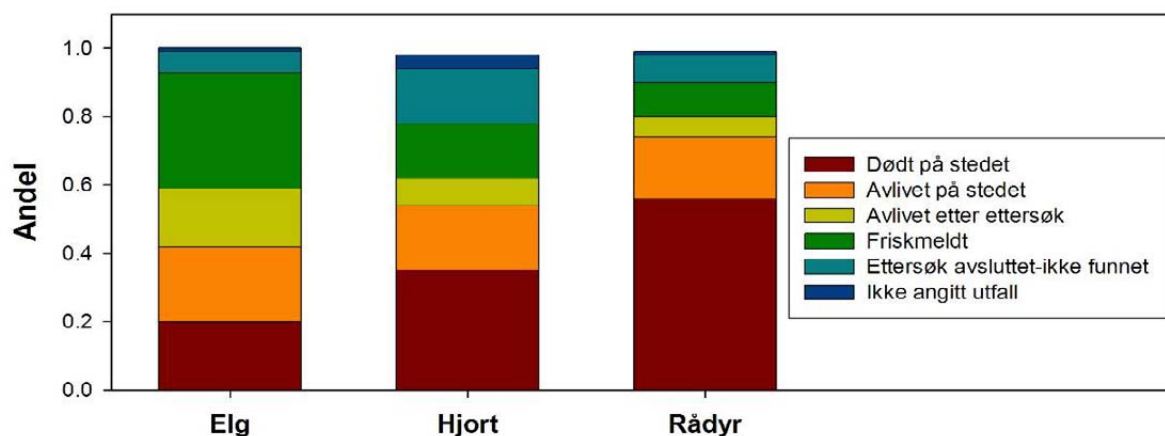
4.2 Begrensninger i bruken av HTU-data, jaktstatistikk og trafikkbelastning

En avgjørende forutsetning for at resultatene skal bidra med relevant kunnskap om hjortevilttrafikkulykker er at datamaterialet er uten mange feil og mangler og at forklaringsvariablene er rimelig presise mål på de forholdene de er ment å reflektere. De fleste av variablene er basert på kartdata eller offisiell statistikk (eks. antall registrerte biler, passasjerkilometer, veitetthet, jaktuttak) som har vært gjenstand for gjentatte analyser. Vi antar derfor at en slik aktiv bruk har avdekket større feil og mangler i materialet. Verken HTU-materialet eller mye av materialet brukt som forklaringsvariabler er imidlertid samlet inn etter strengt vitenskapelige kriterier (eks. tilfeldig utvalg), og kan derfor inneholde feil og skjevheter.

4.2.1 Variasjon i andel HTU rapportert

HTU-materialet har i liten grad tidligere vært gjenstand for kvalitetsvurderinger. Det er dog å anta at den offisielle statistikken gir en rimelig god oversikt over antallet HTU siden dette har vært rapportert årlig fra kommunene til SSB, og at arbeidet med oppfølging av slike ulykker etter vårt skjønn er relativt godt organisert i de fleste kommuner. Det kan likevel ikke utelukkes at andelen HTU som rapporteres har variert mellom områder og over tid. Dette fordi den offisielle statistikken kun inneholder opplysninger om antallet påkjørte individer som dør direkte eller senere avlives, men ikke inkluderer individer som friskmeldes eller aldri gjenfinnes.

Som antydnet i Fig. 4.1 er det et potensial for feilvariasjon i andelen HTU som rapporteres fordi ikke alle individer som påkjøres dør på stedet eller avlives senere. Særlig for elg og hjort er det mange individer som enten friskmeldes eller aldri blir funnet. Mange av individene som ikke gjenfinnes kan naturlig nok også være døde eller livstruende skadet.



Figur 4.1. Rapporterte trafikkulykker med hjortevilt fordelt på art og utfall. Basert på 12 233 rapporterte tilfeller fra 251 kommuner i perioden 1991-2009 (Hjorteviltregisteret, NINA naturdata).

I praksis betyr dette at variasjon i mengden ressurser som avsettes til ettersøk og/eller variasjon i ulykkens intensitet (eks. som følge av varierende fart) kan påvirke variasjonen i antallet HTU som rapporteres. Basert på materialet som inngår i Fig. 4.1 fant vi statistisk sikre forskjeller ($p \leq 0,05$) i andelen elg, hjort og rådyr som ble rapportert døde (dødt på stedet, avlivet på stedet, avlivet etter ettersøk) mellom fylker. Forskjellene var relativt små mellom fylker for alle artene. Materialet er imidlertid ikke komplett med hensyn til fordelingen innen fylke og over tid, og langt mer detaljerte analyser er nødvendig før vi kan avklare graden av feilvariasjon som skyldes variasjon i andelen påkjørte dyr rapportert døde. Inntil videre konkluderer vi med at

også varierende andel påkjørte dyr som rapporteres sannsynligvis har bidratt til den observerte variasjonen i antall *HTU* mellom områder og over tid.

4.2.2 Bruken av antall felt dyr som mål på bestandsantall

En viktig antagelse i analysene er at antallet dyr felt under jakt er et rimelig mål (indeks) på bestandstettheten for de respektive artene. I mangel av nøyaktige estimater på bestandstetthet, er antallet dyr felt vanlig å benytte som indeks på bestandsstørrelsen i tilsvarende analyser (eks. Mysterud 2004, Seiler 2004). Denne bruken kan forsvares basert på undersøkelser som viser at antallet dyr felt samvarierer nært med andre uavhengig mål på bestandstettheten (elg: Solberg & Sæther 1999, Solberg m.fl. 2004, 2005, 2006, Gangsei 1999, Hjort: Mysterud 2004, Rådyr: Herfindal 2006, Grøtøen m.fl. 2005). Variasjonen i avskytingen er imidlertid ikke et perfekt speilbilde av variasjonen i bestandsstørrelsen.

En viktig årsak er at jakttrykket aldri er helt stabilt fra år til år (ikke samme andelen av stammen høstes vært år). Av den grunn vil jakta også påvirke bestandsdynamikken. Resultatet er jaktuttaket ofte er ett eller flere år forsinket i forhold til variasjonen i bestandsstørrelse (eks. Solberg m.fl. 1999, 2006). I tråd med dette fant Seiler (2004) at antallet *elg-bil* i Sverige var best relatert til antall elg skutt to år senere. Slike forsinkelser kan føre til svak samvariasjon mellom bestandstetthet og bestandsindeksen og kan redusere muligheten for identifisere andre årsaksfaktorer. I analysene tok vi derfor høyde for dette forholdet for elg og delvis for hjort ved å benytte jaktuttaket i jaktåret ett år etter at antall *HTU-trafikk* ble registrert (i år $t+1$) som mål på bestandsstørrelsen.

Den gjensidige påvirkningen mellom bestandsstørrelsen og jaktuttaket kan også ha påvirket utfallet av trendanalysene. Dette gjelder spesielt for elg i fylker med store variasjoner i jaktuttak, for eksempel i fylker med kontinuerlig oppgang i den første delen av perioden, og kontinuerlig nedgang i siste delen (eks. Agderfylkene, Telemark, Buskerud). I disse fylkene har jakttrykket økt i perioden (det er derfor bestanden synker) med den følge at andel *elg-trafikk* sannsynligvis er noe underestimert i siste halvdel av perioden (fordi antall elg-trafikk relateres til jaktuttaket og ikke bestanden). Tilsvarende vil varierende rekrutteringsrater mellom områder og år påvirke sammenhengen mellom jaktuttak og bestandsstørrelse. Dette gjelder alle tre artene, men kanskje spesielt rådyr som opplever til dels stor variasjon i predasjonstrykk mellom områder og over tid (Solberg m.fl. 2003). Dessverre hadde vi få muligheter til å kontrollere for varierende rekrutteringsrater i analysene som følge av manglende data på bestandsstruktur (med unntak for elg).

Alt i alt antyder dette at jaktuttaket ofte samvarierer med bestandsstørrelsen over tid og mellom områder, men at en rekke faktorer vil kunne redusere dette forholdet. Flere av disse faktorene har antagelig virket inn på utfallet av analysene og bør tas med i betraktningen ved tolkningen av resultatene. Basert på kvaliteten av grunnlagsdataene og bestandsøkologien til de forskjellige artene, er inntrykket at bruken av jaktuttaket som indeks på bestandsstørrelsen er minst presist for rådyr og mest presist for hjort og elg.

4.2.3 Bruken av antall personbilkilometer og passasjerkilometer som mål på trafikkbelastning på vei og jernbane

I likhet med bruken av jaktuttaket som et mål på bestandstettheten, er det lite trolig at antallet personbilkilometer gir et helt riktig bilde på variasjonen i trafikkbelastning på veinettet i perioden. Generelt synes endringene i antallet personbilkilometer å være en rimelig bra refleksjon på mengden veitrafikk over tid (Fig. 2.5 og Fig. 2.6), men det er mer usikkert om den gir riktig bilde på utviklingen innenfor de respektive fylkene. Særlig gjelder dette for mindre fylker eller fylker der hovedtyngden av befolkningen bor i grenseområder mot nabofylker, og hvor vi kan forvente at mye av biltrafikken skjer i et annet fylke enn i bileiers hjemstedsfylke. Det samme vil være tilfelle for fylker som har mye gjennomfartstrafikk eller turisttrafikk. Dette gjelder spesielt fylker som Hedmark og Oppland, som knytter Nordvestlandet, Trøndelag og Nord-Norge til det sentrale Østlandet, og Buskerud og Telemark som knytter Vestlandet til Østlandet. I disse fyl-

kene kan det være at trafikkøkningen har vært høyere enn hva vi har indeksert ved bruk av antall personbilkilometer hos fylkets hjemmehørende bileiere.

Utfordringen relatert til kvantifisering av lokal trafikkbelastning lar seg vanskelig løse uten direkte målinger fra de konkrete veistrekningene. Mest sannsynlig vil dette være et større problem ved analyser på kommune- enn på fylkesnivå og nasjonalt nivå. Det er imidlertid usikkert om effekten av en slik skjev trafikkbelastning vil medføre en tilsvarende skjev fordeling i risiko ettersom økt trafikkbelastning på enkeltveier også kan ha medført flere tiltak (eks. viltgjerder) og fordi risikoen for *HTU* ikke øker proporsjonalt med økende trafikkbelastning på veinettet (Seiler 2005).

En langt mindre presis indeks på trafikkbelastning er antallet passasjerkilometer på jernbanen. Dessverre klarte vi ikke å oppdrive gode estimater på utviklingen i togtrafikk på fylkesnivå. Av den grunn måtte vi benytte data fra hele landet samlet. I løpet av perioden har det vært en vesentlig økning i antallet passasjerkilometer og det samme gjelder mengden transport av gods på jernbanen (Fig. 2.6). Det er imidlertid ukjent hvorvidt denne utviklingen har vært tilsvarende på alle banestrekninger og i alle fylker. Tilsvarende er det uklart i hvilken grad utviklingen i antall passasjerkilometer avspeiler en tilsvarende utvikling i antallet tog eller om mye av utviklingen skyldes økende antall passasjerer (gods) pr. togavgang.

4.3 Utviklingen i antall *HTU* over tid

4.3.1 Døgn- og årstidsvariasjon

I likhet med tidligere studier fant vi at antallet *HTU* ikke fordeles seg likt gjennom døgnet eller året (eks. Dal Compare 2007, Grovenburg m.fl. 2007, Joyce & Mahoney 2001, Garrett & Conway 1999, Groot-Bruinderink & Hazebroek 1996, Gundersen & Andreassen 1998). Gjennomgående blir det påkjørt flere dyr i den mørke delen av døgnet og i vinterhalvåret enn på dagtid og i sommerhalvåret. Det er antagelig flere årsaker til dette mønsteret, men dette ble ikke undersøkt i detalj i rapporten. Basert på andre studier er det imidlertid grunn til å tro at både hjorteviltets biologi, klimatiske forhold, trafikkvolum og siktforhold er involvert (eks. Dal Compare 2007, Alexander m.fl. 2005, Groot-Bruinderink & Hazebroek 1996, Gundersen & Andreassen 1998).

Fordelingen gjennom døgnet er sannsynligvis mest et utslag av varierende aktivitetsnivå og geografisk fordeling av hjorteviltet. En rekke studier har vist at hjorteviltet er mest aktive rundt skumring og daggry (eks. Zimmermann m.fl. 2003, Lykkja 2008, Hanssen 2008). Dessuten benytter de oftere områder nærmere vei og bebyggelse i den mørke delen av døgnet, mens de er mindre aktive og holder større avstand til menneskelig infrastruktur på dagtid (Storaas m.fl. 2005, Lykkja 2008). Antallet dyr som utsettes for påkjørselsrisiko er derfor lavere om dagen enn om natten. Noe av grunnen til at det påkjøres færre dyr på dagtid (og sommerstid) kan også være at siktforholdene langs veiene er bedre og at trafikkantene derfor i større grad reker å bremse eller styre unna kryssende hjortevilt.

I tillegg er det sannsynlig at varierende trafikkbelastning gjennom døgnet påvirker påkjørselsfrekvensen. Generelt sett er trafikkbelastningen høyere på dagtid enn på nattestid, og ofte med en topp mellom kl. 15.00 og 19.00 (eks. Lykkja 2008). På samme tidspunkt på døgnet er påkjørselshyppigheten høyest, spesielt for elgen, men med stor variasjon gjennom året (Fig. 3.14). For eksempel var påkjørselstoppen senere på kvelden og til dels tidligere på morgenen i sommerhalvåret enn i vinterhalvåret, noe som samstemmer med en tilsvarende variasjon i døgnaktiviteten til elg mellom vinter (Zimmermann m.fl. 2003, Storaas m.fl. 2005) og sommer (Hanssen 2008). Skiftende aktivitetstopp i forhold til varierende lysforhold (skumring, daggry) synes derfor å være viktigere enn varierende trafikkbelastning for det døgnmønsteret som observeres.

Det er også grunn til å tro at det er gjensidige påvirkninger mellom trafikkvolum, menneskelig aktivitet generelt og hjorteviltets atferd. Som påpekt over vil for eksempel høyt trafikkvolum

medføre at enkeltveier kan fremstå som en barriere for hjorteviltet (eks. Gagnon m.fl. 2007, Alexander m.fl. 2005, Seiler 2005) og slik sett i perioder av døgnet og året føre til redusert antall påkjørsler. Likeledes kan det være at menneskelig aktivitet har vært med på å forme hjorteviltets aktivitet gjennom døgnet og fordeling i landskapet. Flere har funnet at elgen trekker mot bebyggelsen nattetid, sannsynligvis for å utnytte bedre næringsforhold, for deretter å trekke bort fra menneskelig infrastruktur på dagtid når graden av menneskelig aktivitet øker (Storaas m.fl. 2005, Lykkja 2008). Varierende grad av frykt for folk kombinert med en tiltrekning til et rikere matfat i befolkningsnære områder kan således ha vært med på å forme påkjørselsfrekvensen gjennom døgnet.

For alle hjorteviltartene var det flere påkjørsler i perioden oktober til mars enn i resten av året. Dette mønsteret kan delvis forklares med dårligere siktforhold på vei og jernbane vinterstid, men er antagelig i større grad et resultat av at næringsbetingelsene vinterstid er bedre i lavereliggende områder nærme vei og jernbane. Dette gjelder spesielt i områder der mye snø i høyden gjør det fordelaktig å trekke mot lavereliggende, og mer snøfattige områder. En rekke telemetristudier bekrefter dette mønsteret (eks. Lorentsen m.fl. 1991, Sæther m.fl. 1992, Kastdalen 1996, Gundersen & Andreassen 1998). Dette kan forklare det mindre sesongpregede mønsteret for påkjørsler av elg på Sørlandsbanen – som går gjennom relativt mindre snørike områder og områder med svakere høydegradient – sammenlignet med Rørosbanen og Nordlandsbanen (Fig 3.11). Tilsvarende ser vi at rådyret er mindre sesongpregede i påkjørselsfrekvens, muligens fordi denne arten har sin hovedutbredelse i lavereliggende og snøfattige områder (Fig. 2.1). I slike områder er snødybden mindre begrensende for næringsøket og den relative gevinsten av å trekke mot mer snøfattige områder følger også mindre.

Den lavere påkjørselsfrekvensen om sommeren er sannsynligvis et resultat av at mye av hjorteviltet igjen trekker mot høyereliggende områder med mindre veitrafikk og lavere jernbanetetthet. I tillegg skal en ikke se bort fra at atferdsmessige forhold påvirker påkjørsels sannsynligheten. For eksempel finner vi at fruktbare hunndyr i befolkningsnære områder ofte trekker seg tilbake til usjenerte områder under kalvingen og benytter langt mindre hjemmeområder i den første fasen av kalvens liv (Ramsrud 2007). Dette kan forklare deler av den lave påkjørselsfrekvensen om sommeren. Samtidig er det antydning at frekvensen av elgpåkjørsler faktisk øker i perioden mai-juni i enkelte områder, i hovedsak som følge av økte påkjørsler av åringsdyr som i denne perioden avstøtes av moren (eks. Joyce & Mahoney 2001). En bedre registrering av kjønn, alder og tidspunkt for påkjørsler kan i større grad avklare i hvilken grad dette er et generelt fenomen mellom områder og arter.

Atferdsforskjeller kan også forklare de sesongmessige forskjellene i påkjørselsfrekvens på vei og jernbane. Til tross for at fordelingen over tid var veldig lik, fant vi at forskjellene i påkjørselsfrekvens mellom sommer og vinter var vesentlig høyere på jernbanen enn på veinettet (Fig. 3.11 og 3.13). En tilsvarende forskjell er tidligere påpekt av Storaas m.fl. (2005) i Hedmark, og ble forklart som et utslag av atferdsforskjeller i elgens bruk av vei og jernbane; mens elgen fortrinnsvis påkjøres mens den prøver å krysse veien er elg-togulykker mer et utslag av at elgen beveger seg på det brøytete jernbanesporet som følge av bedre framkommelighet. Dette medfører at påkjørselsfrekvensen på vinteren er spesielt høy på jernbanen.

Fordelingen av antall HTU på vei og jernbane støtter opp under denne hypotesen. For eksempel så fant vi at bare snaue 0,01 elg ble drept pr. km offentlig vei pr. år i studieperioden, mens antallet elg drept pr. km jernbane var mer enn ti ganger så høyt (0,11 elg pr. km og år). Samtidig er trafikkintensiteten vesentlig høyere på vei enn på jernbane. Dette kan medføre at elgen opplever togtrafikken som mindre forstyrrende enn biltrafikken, noe som kan bidra til at flere elg samles i nærheten av eller på toglinjen i perioden mellom togpasseringene. I tillegg kan en også forvente at et sammenstøt mellom elg og tog oftere får et dødelig utfall enn sammenstøt mellom elg og bil.

4.3.2 Årsvariasjon i forhold til varierende bestandstetthet og trafikkbelastning

Den massive økningen i antall *HTU* i studieperioden kan best forklares som en følge av økende bestandstetthet og økende trafikkbelastning på vei og jernbane. For alle artene var det et nært forhold mellom antallet *HTU* og antallet dyr felt både i Norge som helhet og på fylkesnivå, og tilsvarende fant vi at antall *HTU* økte med økende antall personbilkilometer og antall passasjerkilometer på jernbanen. Samme mønster er rapportert fra en rekke andre studier, der antallet *HTU* for de samme (Gundersen m.fl. 1998, Joyce & Mahoney 2001, Mysterud 2004, Seiler 2004) eller andre hjorteviltarter (eks. Grovenburg m.fl. 2007) samvarierer med bestandstettheten eller trafikkbelastningen over tid.

Til tross for en påvirkning av både bestandstetthet og trafikkbelastning, antyder analysene at variasjonen i bestandsstørrelsen hadde størst effekt på antall *HTU*. Dette skyltes delvis at økningen i hjorteviltbestandene (4,8 % pr. år i antall felt) var større enn økningen i trafikkbelastning på vei (2,4 % pr. år) og jernbane (1,0 % pr. år), men også at antall *HTU* økte mer pr. enhet vekst i bestandsstørrelse. Det samme mønsteret var til stede for alle artene. Til sammenligning fant Seiler (2004) at andel *rådyr-bil* økte tre ganger raskere enn trafikkøkningen i Sverige, og en tilsvarende forskjell i den relative betydningen av bestandsstørrelse og trafikkbelastning er rapportert i andre studier (eks. Groot-Bruinderink & Hazebroek 1996, Oosenbrug m.fl. 1991).

Også i Norge har det vært en diskusjon omkring den relative betydningen av bestandstetthet for antall *HTU*, der flere har ment at varierende bestandstetthet betyr lite. Dette kan bunne i en manglende samvariasjon mellom antallet dyr skutt og antallet *HTU* på lokalt nivå (se under) eller at effekten av varierende fellingsantall vanskelig lar seg skille fra effekten av varierende trafikkbelastning når begge variablene øker over tid. Når det gjelder sistnevnte så er dette fortsatt tilfelle for hjorten, som stort sett har økt i antall i alle fylker (appendiks 2), parallelt med økende trafikkbelastning. Likevel fant vi at variasjonen i antall *hjort-bil* var best forklart av variasjonen i antall hjort felt, mens variasjonen i antall personbilkilometer forklarte relativt mindre av veksten i *hjort-bil* (se også Mysterud 2004).

For elg og rådyr er det i mange fylker et langt klarere skille mellom bestandsutviklingen og endringene i trafikkbelastning. Dette gjelder spesielt for mange elgbestander i Sør-Norge, der antallet skutt og antallet elg sett pr. jegerdagsverk har sunket vesentlig de siste 10-15 årene, som følge av en bevisst bestandsreduksjon. I alle disse fylkene ser man også en nedgang i antall *elg-trafikk* (appendiks 1), til tross for at trafikkbelastningen på vei og jernbane har økt. Tilsvarende ser vi at antall *rådyr-trafikk* stort sett synker eller flater ut i fylker med nedgang i antall rådyr felt. Nedgangen er imidlertid ikke like uttrykt som for elgen, noe som kan skyldes at antallet rådyr felt utgjør en mindre andel av rådyrbestanden i siste del av studieperioden enn i den første (Seiler 2004).

Variierende predasjonstrykk på rådyr har muligens også påvirket samvariasjonen mellom jaktuttaket og bestandsstørrelsen over tid. På 1980-tallet og tidlig på 1990-tallet var rødviltbestanden i Norge sterkt desimert som følge av reveskabb (Smedshaug m.fl. 1999), med positive effekter på tilveksten av rådyr (Cederlund & Liberg 1995). I denne perioden er det sannsynlig at rekrutteringsraten var relativt høy. Senere på 1990-tallet var det en betydelig vekst både i reve- og gaupebestanden, noe som sannsynligvis førte til økt predasjon og reduserte rekrutteringsrater for rådyret (Solberg m.fl. 2003). Det økende avviket mellom antallet rådyr felt og antallet *rådyr-trafikk* etter 1993 (Fig. 3.1) kan være et uttrykk for denne reduksjonen i rekrutteringsrater. I så fall betyr det at økningen i andel *rådyr-trafikk* etter 1993 ikke nødvendigvis er et uttrykk for at andelen av bestanden drept i trafikken har økt, men at den årlige andelen av tilveksten som høstes er redusert og at en større andel nå går til rovdyr enn tidligere.

Forholdet mellom antallet *HTU* og trafikkbelastningen var lavere enn proporsjonalt, og bar dessuten preg av å variere mellom fylker. For eksempel fant vi tilnærmet ingen effekt av økende trafikk på andel *HTU-bil* for elg og rådyr i Vestfold, til tross for vesentlig økning i trafikkbelastning. Denne forskjellen i effekt av trafikkbelastning stemmer med resultatene fra andre stu-

dier (se Dussault m.fl. 2006 for referanser), og antyder at effekten av trafikkbelastning kan gi forskjellig utslag avhengig av lokale forhold og/eller påvirkning fra andre variabler over tid. For eksempel vil ikke antall *HTU* nødvendigvis øke proporsjonalt med trafikkøkningen hvis trafikantene samtidig blir mer årvåkne og/eller at effektive vilttiltak implementeres samtidig. Dessverre har vi ikke hatt mulighet til å teste for slike forhold over tid. For Vestfold sin del kan vi ikke utelukke at nye E18 gjennom fylket med tilhørende vilttiltak, kan være noe av årsaken til den manglende veksten i andel *HTU-bil*.

Vi vet også at veier ikke bare utgjør en direkte påkjørselsrisiko, men kan fremstå som en barriere for hjorteviltet når trafikkmengden øker. Seiler (2005) viste at antallet *elg-bil* i Sverige øker med økende trafikkbelastning opp til omkring 4000 kjøretøy pr. døgn for deretter å synke. Ved en trafikkbelastning på over omkring 9000 biler i døgnet fremstår veien som en komplett barriere for elgen (Seiler 2005). Det betyr at deler av den økte trafikkbelastningen i studieperioden kan ha medført økt barriereeffekt framfor økt påkjørselsrisiko, med den følge at andelen *HTU* øker mindre enn proporsjonalt med trafikkbelastningen.

Også på jernbanen var økningen i andel *HTU* mindre enn trafikkøkningen. I dette tilfelle er det imidlertid lite trolig at barriereeffekter er årsaken ettersom antallet tog på de fleste banestrekninger er beskjedent sammenlignet med på veinettet (Storaas m.fl. 2005). I tillegg påkjøres sannsynligvis hjortevilt (elg) hovedsaklig når de oppholder seg på linja vinterstid, og i mindre grad når de krysser (eks. Storaas m.fl. 2005). En konsekvens av dette er at hvert tog vil "rense" linja for hjortevilt, mens tog som følger kort tid etter et foregående tog vil oppleve at færre hjortevilt har entret linja. Det kan i så fall også forklare hvorfor eventuelt økende antall togavganger i mindre grad fører til økning i antall hjortevilt som påkjøres. På den annen side vil den effektive bestandstettheten langs linja og snødybden være svært avgjørende for hvor mange elg som akkumuleres på linja mellom avgangene. Dette samstemmer med at det relative antallet *elg-tog* var spesielt høyt i år med høy bestandstetthet (antall elg felt) og dyp snø.

Mens andel *HTU-bil* økte mindre enn trafikkbelastningen i studieperioden, fant vi antall *HTU-bil* økte proporsjonalt med antall dyr felt i Norge. Dette var også å forvente, gitt at økende tetthet fører til en tilsvarende økning i antallet som krysser eller oppholder seg på vei og jernbane. Dette trenger imidlertid ikke være tilfelle hvis bestandsøkningen har vært forskjellig rundt vei og jernbane enn i andre deler av utmarka. For eksempel kan forsinkelser i bestandsspredningen medføre at bestandstettheten øker ujevnt i forskjellige områder, eller den romlige fordelingen av mat endrer seg over tid. Flere studier viser at den norske utmarka har gjennomgått en vesentlig gjengroing løpet av de siste 50-60 årene som følge av redusert beiting fra husdyr (Austrheim m.fl. 2008). Denne gjengroingen har sannsynligvis bidratt med attraktive fôrplanter og skjul for hjorteviltet og skjer dessuten i større grad i by- og bygdenære strøk der vi også finner flest veier.

Til tross for at andel *HTU* synes å være uavhengig av bestandstettheten på nasjonalt nivå kan de overnevnte faktorene likevel ha påvirket forholdet mellom antall *HTU* og antall felt i forskjellige fylker og kommuner. Det er imidlertid fortsatt uavklart hvor vi har hatt den største relative effekten av gjengroing og således kan forvente størst effekt på fordelingen av dyr. Våre analysemetoder gav begrenset muligheter for å teste dette da modelltilnærmingen antok et proporsjonalt forhold mellom antall *HTU* og bestandstettheten (antall felt). I fremtidige analyser anbefaler vi at antall dyr felt også benyttes som en aktiv forklaringsvariabel (eks. Mysterud 2004) og at betydningen av eventuelle tetthetsavhengige effekter i større monn testes i modellene.

4.3.3 Årsvariasjon i forhold til varierende klima

Variasjon i værforhold har tidligere vært antydnet som en viktig årsak til forskjeller i antall *HTU* mellom år (eks. Andersen m.fl. 1991, Gundersen & Andreassen 1998), noe som støttes av våre resultater. Spesielt vinterforholdene er viktig, der antall *HTU* øker i år med snørike, lange og kalde vintre. Som påpekt over er det grunn til å tro at snødybden først og fremst påvirker antallet *HTU* ved at flere hjortevilt trekker mot lavereliggende og mer snøfattige områder vinterstid, der de oppnår bedre beiteforhold (Andersen m.fl. 1991, Gundersen m.fl. 1998). Slike

områder har ofte også høyere tetthet av vei og jernbane med den følge at den effektive tettheten av hjortevilt i tilknytning til trafikk-korridorene øker. Lengden på vinteren vil antagelig forsterke denne effekten fordi dyrene da blir stående lengre i slike områder (Andreassen m.fl. 1997). I våre analyser var det imidlertid en svært nær sammenheng mellom lengden på vinteren og mengden snø slik at det var umulig å skille effekten av disse to variablene.

Til tross for at snødybden virker på antall *HTU* for alle artene, varierte effekten avhengig av dødsårsak, område og geografisk skala. For eksempel fant vi at antall *elg-trafikk* (både bil og tog) først og fremst var påvirket av varierende snødybde i områder med generelt sett mye snø. Dette kan forklares med at elgen er godt tilpasset vårt nordlige klima (Andersen & Sæther 1996, Peek 1997), og av den grunn ikke påvirkes mye av varierende snøforhold før snøen blir relativt dyp (Andersen m.fl. 1991). Elgen er dessuten en lauv- og kvisteter, og er derfor ikke avhengig av å fjerne snøen for å få tilgang til beiteplantene. Svært dyp snø vil imidlertid begrense bevelighet og øke energiforbruket med den følge at elgen oftere trekker mot laveliggende deler vinterstid i snørike områder, og i en viss utstrekning benytter vei og jernbane som transportkorridorer.

For hjorten er antagelig snø en langt mer begrensende faktor på grunn av mindre størrelse (kortere bein) og en diett som i større grad er orientert mot planter i feltsjiktet (Mysterud 2000, Gebert & Verheyden-Tixier 2001). Selv mindre snøfall kan derfor medføre at hjorten trekker mot laveliggende og mer veitette områder for å oppnå bedre beitebetingelser. Vi fant da heller ingen variasjon mellom områder i effekten av varierende snødybde. Fordi kun fylker med i gjennomsnitt mye snø inngikk i analysene kan det dog være at effekten vil vise seg annerledes når og hvis hjorten til fulle koloniserer de snøfattige fylkene rundt Oslofjorden.

Interessant nok var rådyret minst påvirket av snøforholdene til tross for sin beskjedne størrelse og tilsynelatende begrensede muligheter til å takle dyp snø. Tettheten av rådyr er da også betraktelig høyere i snøfattige områder, noe som delvis kan forklare at varierende snødybde har liten effekt. Tilsvarende vet vi at rådyret benytter mindre arealer enn elg (Cederlund & Liberg 1995) og derfor kan forventes å krysse veier i mindre grad. På den annen side fant vi at andel *rådyr-bil* økte i kommuner med i gjennomsnitt mye snø, og det kan være at andelen *rådyr-bil* også varierer med snødybden mellom år i disse områdene. Fordi tettheten av rådyr er lav i snørike kommuner vil imidlertid materialet på fylkesnivå i hovedsak avspeile forholdene i de mindre snørike delene der effekten av snø er av mindre betydning. Det faktum at andelen *rådyr-tog* på nasjonalt nivå samvarierte positivt med snødybden antyder dog at også rådyret, i likhet med elgen, oppholder seg på jernbanesporet i snørike år og da blir påkjørt med større frekvens.

I tillegg til snødybden fant vi at antallet *HTU* for elg og rådyr var vesentlig høyere i år med lave vintertemperaturer. Andersen m.fl. (1991) fant en tilsvarende effekt på den daglige frekvensen av elg-togulykker i Nord-Trøndelag og antydte at dette kunne skyldes større aktivitet hos elgen ved lavere temperaturer (se også Gundersen m.fl. 1998). Hvorvidt den samme mekanismen kan forklare det høyere antallet *rådyr-bil* i år med kalde vintre er mer usikkert. Generelt sett er det antatt at rådyret, som følge av sin mindre størrelse og sørlige utbredelse, er mer tolerant for høyere og mindre tolerant for lavere vintertemperaturer. Det er derfor ikke gitt at temperaturvariasjonen påvirker rådyret aktivitetsnivå på samme vis som for elgen. En annen mulighet er at dette skyldes samvariasjon mellom vintertemperatur og snødybde. I alle fylkene utenom Nordland til Finnmark, var det dyp snø i de fleste år med lave temperaturer ($-0,38 < r < -0,83$). Temperatureffekten kan derfor i en viss utstrekning også skyldes varierende snødybde.

Fordi mange hjorteviltarter er intolerante for høye temperaturer (Schwartz & Renecker 1997), forventet vi også at sommertemperaturen ville virke negativt på antallet *HTU*. For både elg og rådyr var det imidlertid en økning i andel *HTU* i år med varme somre, noe som er lite forenelig med at disse artene er mindre aktive i varme perioder. Et tilsvarende resultat er rapportert for elg-bilulykker i Canada (Dussault m.fl. 2006) og ble forklart med at elgen i varme perioder er mindre aktiv på dagtid, men kompenserer ved å være mer aktiv på nattetid når siktforholdene er redusert (Dussault m.fl. 2004). Hanssen (2008) fant tilsvarende at elgens aktivitetsnivå økte

i varme perioder på sommeren, men om det var som følge av økt aktivitet på natten er ukjent. Også økte insektplager er sett i sammenheng med økt påkjørselsfrekvens i varme somre (Dussault m.fl. 2006).

4.3.4 Årsvariasjon i *elg-bil* i forhold til varierende bestandsstruktur

Et element som har vært lite påaktet i studier av *HTU* er hvordan påkjørselssannsynligheten fordeler seg mellom dyr av forskjellig kjønn og alder, og dermed hvordan bestandsstrukturen kan påvirke antall *HTU*. Dette skyldes delvis at *HTU*-data i liten grad har vært rapportert til kjønns- og alderskategori, og fordi lite data er tilgjengelig på kjønnsstrukturen i bestandene. Disse problemene er nå redusert ved at *HTU*-data i økende grad rapporteres til kjønns- og alderskategori, og ved innføring av *sett elg*- og *sett hjort*-overvåking som en regulær del av hjorteviltovervåkingen. I våre analyser testet vi kun for betydningen av varierende kjønnsstruktur på antall *elg-bil* ettersom *sett hjort*-materialet fortsatt er av relativt begrenset utstrekning.

Andelen okser i *HTU*-materialet for elg samvarierte positivt med andelen okser i *sett elg* over tid og mellom fylker. Samtidig ble det påkjørt en høyere andel okser enn hva som ble observert i de aller fleste fylkene, noe som kan tyde på at oksene blir påkjørt med større sannsynlighet enn kyr - gitt at *sett elg*-materialet gir et representativt bilde på bestandsstrukturen. Dette stemmer også med Joyce & Mahoney (2001), som fant at okser oftere var involvert i *HTU* enn forventet i forhold til kjønnsraten observert ved helikoptertellinger av bestanden i samme område. Vi forventet derfor også en positiv samvariasjon over tid mellom andelen okser i bestanden (fra *sett elg*) og andelen elg som blir påkjørt på vei og jernbane. Resultatene antyder imidlertid at andel *elg-bil* heller synker enn øker med økende andel okser i bestanden, noe som er lite forenelig med at oksene påkjøres med større sannsynlighet enn kyr.

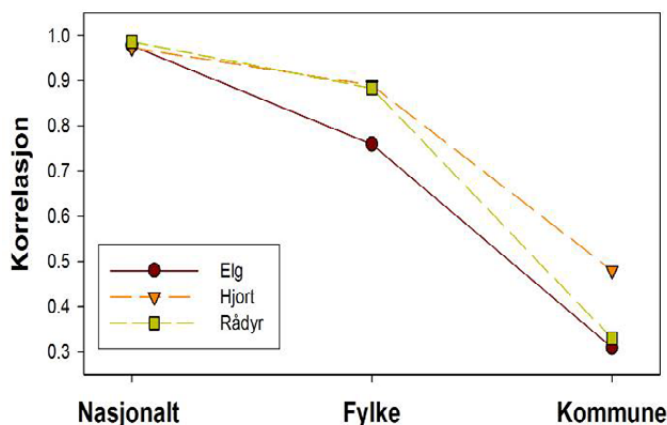
En nærliggende forklaring på dette resultatet er at *sett elg*-materialet ikke er representativt for bestandsstrukturen, men underestimerer andelen okser i bestanden. Dessverre vet vi fortsatt lite om observasjonssannsynligheten av okser og kyr under jakta, men det er lite som tyder på at dette er tilfelle. Forskjellige studier antyder heller en tendens til det motsatte, at oksene observeres med større sannsynlighet enn kyr (eks. Roer & Gangsei 2008, Solberg & Sæther 1999, Solberg m.fl. 2002, Solberg m.fl. unpubl. data). Dette er også forenelig med at okser er langt mer aktive enn kyr under brunsten (eks. Cederlund & Sand 1994), som i de fleste områder overlapper med jaktperioden (Solberg m.fl. 2006). I tillegg blir det fortsatt skutt flere okser enn kyr fra norske elgbestander, noe som skulle tilsi at vinterbestanden har en lavere andel okser enn hva som observeres i løpet av hele jakta.

En annen mulig forklaring på det negative forholdet mellom andel *elg-bil* og andel okser i bestanden er at bestandsindeksen som inngår i andel *elg-bil* (*sett elg* pr. jegerdagsverk) ikke er uavhengig av okseandelen. Hvis oksene observeres med større sannsynlighet enn kyr, som antydnet over, kan vi forvente at antall *elg sett* pr. jegerdagsverk underestimerer bestandsstørrelsen i år med få okser (Solberg & Sæther 1999), mens andel *elg-bil* overestimeres. I så fall vil vi også forvente å se høy andel *elg-bil* i år med relativt få okser i bestanden. Det faktum at okseandelen ikke hadde noen påvirkning på andel *elg-bil* når denne var basert på antall *elg* skutt (og ikke antall *elg sett* pr. dagsverk) understøtter denne forklaringen. Mangelen på en positiv effekt i den samme modellen tilsier imidlertid at elgens bestandsstruktur neppe har en meget stor effekt på variasjonen i andel *elg-bil* over tid.

4.4 Bestandsvariasjon og geografisk skala

Til tross for et positivt forhold mellom antall *HTU* og bestandstetthet målt som antall dyr felt, var det tydelig at geografisk skala også påvirket dette forholdet (Fig. 4.2). Den synkende samvariasjonen med lavere skala skyldes antagelig økende innflytelse av tilfeldige prosesser og klumpvis fordeling av dyr i tid og rom. Begge deler vil medføre redusert samvariasjon mellom bestandsindeksen (antall felt, *sett* pr. dagsverk) og den effektive tettheten av dyr rundt vei og jernbane.

Vi finner ofte et minkende forhold mellom bestandsindekser og bestandstettheten med synkende geografisk skala (eks. Sylvén 2000). Dette skjer blant annet fordi færre dyr felles eller observeres på små enn store arealer og fordi tilfeldigheter da får større betydning for variasjonen i indeksen. Med andre ord kan det eksistere en nær sammenheng mellom bestandstettheten og antall HTU, men at dette ikke reflekteres i forholdet mellom antallet skutt og antall HTU.



Figur 4.2. Korrelasjonskoeffisienter for forholdet mellom antall HTU-bil og antall felt i hele Norge, og på fylke- og kommunenivå, fordelt på art. Fylke- og kommuneverdier er gjennomsnittsverdier fra fylker med ≥ 50 individer skutt i snitt pr. år, mens kommuneverdier er gjennomsnittsverdier fra kommuner med ≥ 5 HTU i snitt pr. år.

I tillegg vil hjorteviltets arealbruk i synkende grad samsvare med studieområdets utstrekning når vi går fra fylke til kommunenivå, spesielt der hjorteviltet trekker over større distanser. I mange høyereliggende kommuner trekker elgen og hjorten i varierende grad til nabokommuner, avhengig av snøforholdene i et gitt år. Resultatet er at antallet dyr felt kun i liten grad avspeiler vinterbestanden, som er den perioden da påkjørselsfrekvensen er størst. Nabokommunene vil kunne oppleve det samme, men da som følge av varierende innslag av hjortevilt som trekker inn i vinterbestanden.

I praksis betyr dette at antallet hjortevilt felt i synkende grad kan ansees som en god indeks på vinterbestandens størrelse (eller tetthet) når antall felte dyr synker og/eller missforholdet mellom kommunens utstrekning og hjorteviltets arealbruk øker. Dette har antagelig mest innflytelse på forholdet mellom antall felt og antall HTU i kommuner med relativt lav tetthet (og få antall fellinger) og mange trekkende individer. I enkelte kommuner kan dette også medføre at antall HTU i liten grad svarer på en reduksjon av den lokale bestanden på grunn av stort innslag av trekkindivider (elg og hjort) i vinterbestanden. I slike områder er det nødvendig med bestandsreduksjon i større, mer bestandsomsluttende, arealenheter for å oppnå en effekt på antall HTU.

4.5 Forskjeller i antall HTU mellom områder

Den romlige fordelingen av HTU-bil mellom fylker og kommuner var i stor grad forklart av forskjeller i bestandstetthet (antall felt pr. km²) for de forskjellige artene. Dette bekrefter tilsvarende resultater funnet i andre studier (eks. Seiler 2004), og antyder at faktorer som styrer variasjonen i bestandstetthet mellom områder også er svært viktige for variasjonen i antall viltpåkjørsler. Bestandstettheten vil i ytterste fall være avhengig av matproduksjonen i et område, samt predasjon og lokale vinterforhold (særlig for hjort og rådyr). Fordi alle artene er gjenstand for regulær høsting, vil jaktuttaket ofte være den direkte regulerende mekanismen. I Norge forholder også jaktforvaltningen seg vanligvis til kunnskap om lokale beite- og miljøforhold ved fastsetting av kvoterstørrelse og dermed den endelige bestandstettheten (Solberg m.fl. 2006).

Etter at vi kontrollerte for bestandstetthet fant vi at trafikkintensitet (biler pr. veikm) og veitype kunne forklare en vesentlig del av variasjonen i andel HTU-bil for både elg, hjort og rådyr. Trafikkintensitet var dessuten nært korrelert med veitetthet, noe som antyder mange potensielle krysninger av vei med relativt høy trafikk øker risikoen for påkjørsler (se Seiler 2004 for tilsvarende resultat). Som i trendanalysen fant vi dessuten at andelen HTU økte mindre enn proporsjonalt med økende trafikkintensitet mellom kommune, igjen en potensiell følge av økende barrierereffekt med økende trafikkintensitet (Seiler 2005). I tillegg til trafikkintensiteten var HTU-bil

høyere om en stor andel av veinettet besto av riks og europaveier. Dette er veier som typisk har mye gjennomfartstrafikk og høy fart og som derfor ikke forklares av variasjon i trafikkintensitet basert på antall biler med eier hjemmehørende i kommunen. Kommuner med stor andel Europa- og riksveier finner vi ofte utenom det sentrale Østlandet.

Også vegetasjon, topografi og miljøforhold påvirket den romlige fordelingen i andel *HTU-bil* mellom fylker og kommuner. Som forventet fant vi flere *elg-bil* i fylker med mye skog rundt veinettet, mens vi motsatt fant mange *rådyr-bil* i fylker med mange veier i landbruksområder. Et tilsvarende mønster for elg ble rapportert av Almkvist m.fl. (1980) på en lavere geografisk skala (se også Seiler 2004). I våre studier var det imidlertid ingen effekt av vegetasjonen rundt veinettet på andel *HTU* for elg og rådyr mellom kommuner, med unntak av en positiv effekt av andel vei gjennom skog på andel *hjort-bil*.

For elg og rådyr var det typisk relativt flere påkjørsler i kommuner med mye snø, mens effekten av snødybdevariasjon var liten og til dels motsatt av hva vi forventet. Variasjonen i snødybde var dessuten generelt høyere i kommuner med mye snø, noe som gjorde det vanskelig å skille ut den unike effekten av snødybdevariasjon på antall *HTU*. Det samme problemet gjaldt også for andre topografiske variabler som høyde over havet og høydegradienten (høyere verdier i kommuner med mye snø), men i mindre grad for terrengmorfologi (kap. 1.7). Høy terrengmorfologi tilsier kommuner der mye av hjorteviltarealet er høyereliggende terreng som kan tilby gode sommerbetingelser, men relativt mindre lavereliggende areal som kan tilby gode vinterbetingelser. Vi forventet derfor en positiv effekt av terrengmorfologi fordi større vinterkonsentrasjoner av dyr da kan forventes i lavereliggende områder nær vei og jernbane. I den grad vi fant noen effekt av terrengmorfologi var den imidlertid negativ – på andel *hjort-bil* – og ikke positiv som forventet. Dette kan skyldes at kommuner med høy terrengmorfologi i stor grad er kommuner på Vestlandet der veiene ofte går helt nede ved sjøkanten. Dette kan medføre at hjorten sjeldent krysser veien for å oppsøke små arealer mellom veien og sjøen.

Dette antyder at effekten av snø og topografiske forhold på påkjørselsfrekvensen er langt mer kompleks enn hva vi er i stand til å gripe med våre enkle variabler og analyser. Et kompliserende element er at hjortevilt ofte beveger seg langt i løpet av året, og ofte over kommunegrensene. En forutsetning for at både snø og topografiske forhold skal ha en effekt på påkjørselsfrekvensen på kommune- eller fylkesnivå er at bestanden blir værende igjen i kommunen (eller fylket) vinterstid, noe som ikke alltid er tilfelle. Dette gjelder særlig for høyereliggende og snørike kommuner som kan oppleve at store deler av bestanden av elg og hjort trekker til lavereliggende overvintringsområder i nabokommuner. Slike prosesser vil føre til manglende geografisk kobling mellom årsak og responsvariabler, og kan best løses ved å gjennomføre analysene på en mer biologisk riktig romlig skala.

4.5.1 Betydningen av viltgjerder

Interessant nok fant vi også at det var en samvariasjon mellom andelen veier med viltgjerder og andel *HTU-bil* for elg og rådyr mellom kommuner når vi samtidig kontrollerte for andre forhold. Denne effekten var imidlertid positiv og ikke negativ som forventet. Med andre ord var det en tendens til at antallet *elg-bil* var høyere i kommuner med stor andel viltgjerder. Det er imidlertid lite trolig at dette avspeiler et årsak-virkningsforhold (at flere viltgjerder medfører økt antall *elg-bil*), men er mer sannsynlig et utslag av at mange viltgjerder bygges i kommuner med høyt antall *elg-bil* (*rådyr-bil*) og at flere forklaringsvariabler mangler i modellen. Variablene som ble testet i modellene på kommunenivå forklarte ikke mer enn 36 % (elg) for noen art (34 % for rådyr, 28 % for hjort), hvilket antyder at andre faktorer og/eller feilvariasjon også påvirker variasjonen i andel *HTU*.

Det positive forholdet kan likevel være en indikasjon på at viltgjerding ikke nødvendigvis har så stor effekt på antallet elg og rådyr som påkjøres innenfor et større område. En mulig årsak er at andelen veier med viltgjerder fortsatt er lav i Norge og den forventede effekten følgelig også lav (Seiler 2004). En annen grunn kan være at veier med viltgjerder har en så høy trafikkbelastning at de uansett vil fortone seg som en delvis barriere for hjorteviltet (Seiler 2005), og at få

hjortevilt derfor vil forsøke å krysse veien selv i fravær av viltgjerder. I tillegg kan det være at viltgjerder først og fremst fører til at problemet forflyttes fordi hjorteviltet velger å bevege seg i andre retninger som også leder til trafikkproblemer. Hjorteviltet beveger seg for å finne mat, make og for å unngå farer og vanskelige leveforhold (eks. snø). Utstrakt viltgjerding kan derfor påvirke muligheten hjorteviltet har til å oppsøke bedre forhold, noe som på sikt kan medføre at hjorteviltet utvikler nye trekkvaner. Lokale effekter av viltgjerding på kort sikt kan derfor få minimale effekter på antall *HTU* på lengre sikt.

Det kan således være at to kommuner med forskjellig andel viltgjerder, men med ellers like forhold (trafikkintensitet, bestandstetthet) ikke vil avvike mye med hensyn til antall *HTU*. Våre resultater heller i denne retningen ettersom vi ikke fant lavere andel *HTU* i kommuner med høy andel viltgjerder (heller tvert imot), selv når vi kontrollerte for andre effekter. Også Seiler (2004) rapporterte en manglende effekt av viltgjerder på antall *HTU* for elg i Sverige. I den grad frekvensen av viltgjerding øker vesentlig forventer vi imidlertid å se en effekt på den relative andelen *HTU*, men også konsekvenser relatert til hjorteviltets næringstilbud og bæreevne. Samtidig bør det påpekes at viltgjerder ikke alene etableres for å begrense antall *HTU*, men hovedsaklig ut fra trafikksikkerhetshensyn. Sannsynligheten for omfattende skade på trafikanten er vesentlig større om en ulykke skjer i 90 enn i 50 km/t, mens utfallet for hjorteviltet svært ofte er fatalt uansett fart.

4.5.2 Betydningen av bestandsstruktur

Også elgens bestandsstruktur syntes å ha en innvirkning på variasjonen i andel *elg-bil* mellom kommuner og fylker. I motsetning til hva vi fant i trendanalysen var imidlertid effekten av varierende okseandel positiv, som forventet. Med andre ord finner vi noe høyere andel *elg-bil* i fylker og kommuner med høy okseandel.

Den mest sannsynlige forklaringen på dette er at oksene er mer aktive (eks. Hanssen 2008, Rolandsen m.fl. unpubl. data) og dessuten mindre sky enn elgkyr i deler av året (Cederlund & Sand 1994, Ramsrud 2007, Lykkja 2008). Basert på 32 GPS-merkede elg fant for eksempel Hanssen (2008) at oksene beveget seg mer enn 50 % raskere og lengre enn elgkyr i løpet av sommerhalvåret, og tilsvarende kjønnsforskjeller synes å være til stede i høst og vinterhalvåret (Rolandsen m.fl. unpubl. data). Resultatet er antagelig at okser også krysser vei- og jernbane oftere enn kyr, med økt sannsynlighet for å bli påkjørt og drept.

Hvorvidt det også er et tilsvarende forhold for de andre hjorteviltartene er ukjent, men kan ikke utelukkes. For eksempel vet vi at rådyrbukkene beveger seg generelt mer enn geitene (Cederlund & Liberg 1995, Krzywinski 1997), noe som muligens utsetter dem for større trafikkrisiko. Den relativt høye andelen rådyrbukk i påkjørselsmaterialet i perioden 1987-1992 kan antyde dette (Fig. 3.9). I den samme perioden ble det skutt omkring 63 % bukk av voksne dyr samtidig som kjønnsraten blant skutte kalver antyder en rekruttering av bukk til bestandene på 54 %. Kombinert med avskytingstallene skulle dette tilsi at andelen voksen bukk i stammen var godt under 50 % i den samme perioden. Den generelle nedgangen i andel bukk i *HTU*-materialet i perioden kan tyde på at dagens avskyting av bukk fortsatt er større enn rekrutteringen av bukk til stammen.

I tillegg til andel okser var det også en positiv effekt av andel kalv på variasjonen i andel *elg-bil*. Dette var interessant fordi disse to variablene er negativt korrelert ($r = -0,59$), noe som skyldes at bestander med relativt få okser har flere produktive kyr og derfor større kalveproduksjon. Den positive effekten av kalvandel må derfor sees i lys av at også okseandelen er med i modellen; dvs. at relativt flere elg blir påkjørt i kommuner der kalveandelen for en gitt okseandel er høy.

Det positive forholdet tilsier at elgkyrne eller kalvene direkte eller indirekte er mer utsatt for å bli påkjørt i deler av året eller at høy kalveandel er assosiert med andre forhold som øker andel *HTU*-elg. For eksempel kan det være at ku med kalv oftere befinner seg nærme vei- og jernbane vinterstid fordi dette er områder med generelt mindre snø og fordi kalvene har større

problem med å bevege seg i dyp snø enn eldre dyr (Peek 1997). En høy andel kyr med kalv i bestanden kan derfor øke sannsynligheten for at kyrne og/eller kalvene påkjøres. Det er også antydning at årskalvene er spesielt utsatt for trafikkulykker i den første perioden etter at de er forlatt av kua (Joyce & Mahoney 2001). Jo høyere andel kalv i bestanden, desto høyere andel av bestanden kan vi da forvente vil bli påkjørt.

Hvis dette er tilfelle betyr det at forvaltninga også kan påvirke andelen av bestanden som påkjøres ved å endre bestandstettheten og/eller bestandsstrukturen. For eksempel vil en høy avskytning av kalv kunne medføre at andelen kyr i følge med kalv vinterstid blir lavere, med en mulig effekt på når og i hvilken grad kua trekker mot vei og jernbane. Andelen åringskalv som utsettes for trafikkrisiko påfølgende vår og sommer vil følgelig også være lavere. Et høyt jakttrykk på oksene kan tilsvarende redusere andelen elg som påkjøres. Å gjennomføre store endringer i kjønns- og alderssammensetningen kan imidlertid ha andre negative konsekvenser (Sæther m.fl. 2001, Mysterud 2002, Holand m.fl. 2003, Røed m.fl. 2007).

4.6 Forvaltningsmessige konsekvenser og veien videre

Hjortevilt-trafikkulykker har både trafikksikkerhetsmessige, økonomiske, økologiske og dyrevelferdsmessige konsekvenser, og det er av den grunn ønskelig å redusere antallet HTU så mye som mulig. Hvordan dette best kan gjøres er imidlertid ikke like opplagt. Våre resultater antyder at variasjonen i antall HTU over tid og mellom områder er et produkt av varierende bestandstetthet, trafikkbelastning og vinterklimate, samt en rekke mindre betydelige faktorer. Det betyr at en endring i en eller flere av disse variablene potensielt kan utnyttes som et avbøtende tiltak. Ikke alle årsaksvariablene har imidlertid den samme reduserende effekten på antall HTU, og ikke alle er like enkle å påvirke.

Værforhold er en variabel som varierer tilfeldig og som kun i liten grad kan påvirkes. Dagens globale oppvarming er likevel antatt å være helt eller delvis forårsaket av menneskelig aktivitet, og kan tenkes å få konsekvenser for antallet HTU. Varmere klima kan for eksempel på sikt medføre at det relative antallet HTU reduseres som følge av en gjennomsnittlig reduksjon i snødybde og vinterlengde. Det er imidlertid usikkert hvordan klimaendringene vil påvirke mengde og fordeling av snø fordi endringene også vil innbefatte økt nedbør (www.ipcc.ch). Vi kan derfor i framtiden få større snømengder i høyereliggende områder enn i dag, med den muligheten at hjortevilt fortsatt vil trekke til lavereliggende områder vinterstid, med påfølgende høyere påkjørselsrisiko. Samtidig er det viktig å merke seg at varierende vinterklimate har begrenset betydning på antall HTU. Dette var spesielt tydelig for elgbestanden på slutten av 1980- og begynnelsen av 1990-tallet, i en periode med stabil trafikkbelastning (Fig. 2.5) og svært snøfattige vintre (Fig. 2.8). Det var mulig å spore en nedgang, men effekten for Norge som helhet var på ingen måte formidabel (Fig. 3.1).

En reduksjon i trafikkbelastning vil med stor sannsynlighet føre til en nedgang i antall HTU, men det er tvilsomt om denne variabelen enkelt lar seg manipulere, og lite sannsynlig at vi vil oppleve en vesentlig reduksjon i trafikkbelastning på kort sikt. Tvert imot er inntrykket at både antall kjøretøy og kjørelengde på veinettet øker (Fig. 2.5). I studieperioden fant vi en økning i andel HTU på 1-3 % i året som kunne tilskrives økende trafikkbelastning, og det er sannsynlig at økningen vil fortsette, med mindre trafikken reduseres. I beste fall kan vi kanskje forvente at dagens økonomiske situasjon medfører en utflating i trafikkbelastningen, tilsvarende den som ble registrert i perioden 1987-1992 (Fig. 2.5).

I praksis betyr det at lokal viltforvaltning som ønsker å redusere antallet hjortevilt-trafikkulykker på kort sikt vil være best tjent med å redusere bestandstettheten. Økende bestandsstørrelse synes å være den aller viktigste årsaken til økningen i antall HTU for alle artene i studieperioden. Resultatene antyder dessuten at antall HTU øker proporsjonalt med antall dyr skutt, men mindre enn proporsjonalt med trafikkbelastningen. Det betyr at bestandstettheten må halveres, mens trafikkbelastningen må mer enn halveres for å oppnå en halvering av antall HTU. En vesentlig reduksjon i bestandsstørrelse kan derfor medføre en relativt større reduksjon i antall HTU og relaterte kostnader.

Problemet med en bestandsreduksjon er at det også får følger for antallet hjortevilt som kan høstes hvert år, med økonomiske og rekreasjonsmessige konsekvenser for jaktrettshaver og jegere. For eksempel fant vi at antall *elg-trafikk* utgjorde omkring 5.9 % av antallet elg felt i 2007-08, hvilket tilsier at omkring 17 elg blir skutt for hver elg drept i trafikken. Antar vi videre at hver elg har en førstehåndsverdi på kr 10 500 for jaktrettshaver ($75 \cdot 140 \text{ kg}$), betyr det at jaktrettshaver vil tape snau 180 000 kroner for hver ekstra elg som ikke drepes i trafikken.

Dette tallet er likevel ikke veldig mye høyere enn kostnadene forbundet med hver elg drept i trafikken. Basert på en rekke undersøkelser i Skandinavia og Finland beregnet Mysen (1996) at en ulykke mellom bil og elg kostet samfunnet kr. 162 600 i gjennomsnitt (person og materiellkostnader), hvilket i 2008 tilsvarer omkring kr. 212 000 (www.ssb.no/kpi/kpiregn.html). Tilsvarende estimerte Jaren m.fl. (1991) at en ulykke mellom tog og elg kostet kr. 20 600 i 1990, eller omkring kr. 30 000 i 2008. Basert på fordelingen av elg drept på vei (60 %) og jernbane (40 %), samt tapt kjøttverdi (kr. 10 500) betyr det en gjennomsnittlig kostnad på omkring kr. 150 000 pr. *elg-trafikk*.

Disse beregningene tar ikke hensyn til tap av andre indirekte inntekter (jaktrelaterte) ved bestandsreduksjon eller reduserte kostnader; for eksempel økt skogproduksjon som følge av reduserte beitepress. En bestandsreduksjon kan også føre til økning i høstingsraten fordi fødekonkurranse ved dagens tettheter har medført lavere kalvproduksjon i mange områder (eks. Solberg m.fl. 2006). Når stammen reduseres vil produktiviteten øke og flere dyr kan høstes fra den samme vinterstammen. Fordi antallet registrerte *elg-trafikk* bare utgjør en mindre andel av antallet elgrelaterte trafikkuulykker (Fig. 4.1), kan dessuten trafikkskadekostnadene for hver elg som felles være større enn det som antydes i eksempelet over.

Alt i alt antyder dette at de samlede kostnadene vil overstige de direkte inntektene av elg i mange kommuner. For kommuner med tett og lavproduktiv elgstamme kombinert med høy andel *elg-trafikk* (> 6-7 %), kan det derfor svare seg økonomisk å redusere elgbestanden. Det samme gjelder antagelig for hjort og rådyr, selv om det økonomiske balansepunktet vil være forskjellig. Særlig for hjorten kan man akseptere en høyere bestandstetthet ut fra trafikkskadehensyn som følge av at en vesentlig lavere andel hjort drepes i trafikken (Fig. 3.2). En forutsetning er at jaktinntekter og trafikkskadekostnader skaleres likt med vekten for elg og hjort (Mysen 1996). I de fleste tilfeller vil også andre forhold enn de rent økonomiske være viktige i forhold til hvilke tiltak og beslutninger som skal tas med hensyn til hjortevilt-trafikkuulykker.

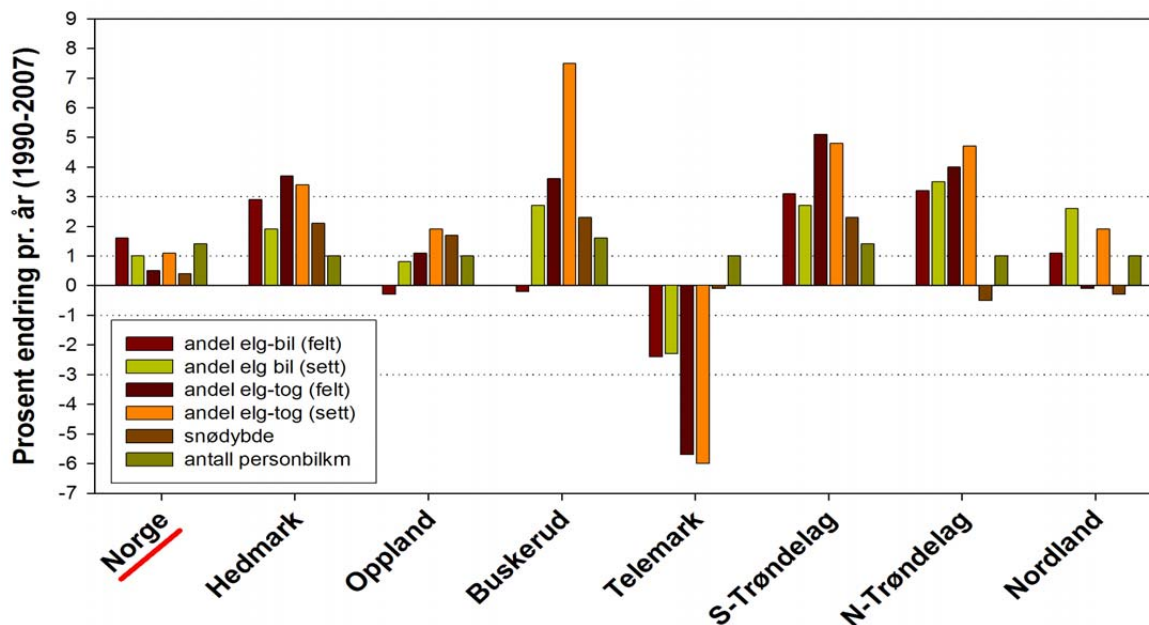
4.6.1 Hva med andre tiltak?

Andel *HTU* kan også reduseres ved hjelp av *HTU*-dpendende tiltak i tilknytning til risikosoner langs vei og jernbane. Dette kan gjøres ved å 1) skille hjorteviltet fysisk fra vei- og jernbane (eks. viltgjerd), 2) redusere den lokale tettheten langs vei og jernbane (eks. fôring), 3) forhindre dem fra å krysse (skremsler) eller 4) redusere påkjørselssannsynligheten når de først krysser (siktrydding, varselsskilt, over- og underganger). Alle disse tiltakene er utprøvd og delvis funnet å ha en effekt (eks. Wiseth & Pedersen 1989, Andersen m.fl. 1991, Storaas m.fl. 2005), men de fleste undersøkelser er kun gjennomført på lokal skala og av begrenset varighet. Hjortevilt som elg, hjort og rådyr kan imidlertid bevege seg over store områder, og muligens også endre geografiske fordeling som respons på lokale tiltak (eks. Clevenger m.fl. 2001). Et viktig spørsmål er derfor hvorvidt lokale effekter også er synlige på en større geografisk skala, og dessuten har vedvarende effekt over tid.

Dessverre var vi ikke i stand til å oppdrive en oversikt over antall og varighet av forskjellige *HTU*-dpendende tiltak (utenom viltgjerd) fra tilstrekkelig store områder, og av samme grunn har vi ikke testet hvorvidt tiltak har hatt en samlet effekt på variasjonen i antall *HTU* mellom fylker og kommuner. Det er likevel vårt inntrykk at antallet tiltak har økt vesentlig i studieperioden, og at det også eksisterer variasjon i antall iverksatte tiltak mellom kommuner og fylker (eks. Fig. 2.8). Når vi undersøkte variasjonen i andel *HTU* over tid fant vi da også forskjeller i utvik-

ling mellom fylker, noe som potensielt kan skyldes varierende antall eller effekt av avbøtende tiltak.

Som et eksempel på dette viser vi i Fig. 4.3 utviklingen i andel *elg-trafikk* i en rekke "viktige" elgfylker i Norge i løpet av de siste 18 årene. I alle disse fylkene er det i perioden gjennomført flere tiltak i form av fôring (eks. Storaas m.fl. 2005, Gundersen m.fl. 2006), gjerding (Fig. 2.8) og siktrydding langs vei- og jernbane (eks. Rolandsen m.fl. upubl. data), men uten at antall eller utstrekning av tiltak er kjent. Forskjellene i utvikling mellom fylker antyder likevel at andre forhold enn trafikkbelastning og klima også kan ha hatt en effekt.



Figur 4.3. Prosent endring pr. år i andel elg-bil og andel elg-tog for hele Norge samlet og i utvalgte fylker (snørike fylker med høyt antall elg-trafikk) i perioden 1990-2007. Andel elg-trafikk (både bil og tog) er beregnet ved å dividere antall elg-trafikk med enten antall elg felt (i år $t+1$ for elg-bil) eller antall elg sett pr. jegerdagsverk. I tillegg viser vi trenden (%) i snødybde og trafikkbelastning (antall personbilkilometer). Alle parameterne er basert på ln-transformerte verdier. Antall passasjerkilometer på jernbanen økte med 1,9 % pr. år i perioden.

Kanskje den mest interessante utviklingen finner vi i Telemark der andelen elg påkjørt på vei og jernbane er vesentlig redusert i perioden (Fig. 4.3), til tross for økende trafikkbelastning på vei og (kanskje) på jernbane. Hva som har forårsaket en slik utvikling er ukjent. Motsatt finner vi i Hedmark at andel *elg-trafikk* har økt mer enn i landet som helhet (Fig. 4.3), til tross for utstrakt grad av fôring de siste 10 årene for å holde elgen borte fra vei og jernbane (Gundersen m.fl. 2006). Noe av dette kan kanskje forklares med økende snødybde i samme periode. Det samme var imidlertid tilfelle i Oppland uten at det avstedkom samme reaksjon. Også i Nord-Trøndelag har andel *elg-trafikk* økt vesentlig mer enn trafikkbelastningen på veinettet. Samtidig har mange kommuner i fylket gjennomført siktrydding langs vei og jernbane og andre tiltak de siste årene (Rolandsen m.fl. upubl. data).

Disse resultatene må ikke tolkes dit hen at HTU-dpende tiltak ikke virker; til er analysene for grove med hensyn til skala, resultatene for usikre og dessuten mangler vi informasjon om det faktiske antallet tiltak iverksatt. Det faktum at andel *elg-trafikk* øker mer enn trafikkbelastningen i mange områder antyder likevel at antallet HTU-dpende tiltak fortsatt er for få eller for ineffektive i forhold til den trafikkøkningen vi har opplevd de siste årene og kan forvente i årene som kommer.

For å begrense økningen i andel HTU i fremtiden tror vi det vil være nødvendig med ytterligere observasjonsstudier (som dette) for å avdekke mekanismene bak HTU og eksperimentelle stu-

dier av avbøtende tiltak. For begge typer studier vil det være behov for mer detaljert informasjon om antall, lokalisering, utstrekning og type av tiltak som gjennomføres i forskjellige deler av landet. Denne type registreringer kan med fordel gjennomføres av Statens vegvesen og Jernbaneverket, og lagres i offentlig tilgjengelige databaser. Vi er også kjent med at det er etablert samarbeidsorganer innefor fylker med hensikt å finansiere, etablere og systematisk registrere HTU-dpende tiltak (eks. Styringsgruppen Vilt/Rein-Trafikk i Nord-Trøndelag). Vi tror slike overgripende samarbeidsorgan er nødvendig for å få bedre kontroll med datagrunnlaget og på sikt den nødvendige evalueringen av tiltak. Fremtidige studier bør også i større grad utnytte tilleggsinformasjon om påkjørselstidspunkt, sted, kjøretøy og værforhold ved HTU. Dette er informasjon som ofte registreres av kommunale viltneemnder, men som inntil nylig ikke har vært mulig å registrere i offentlig tilgjengelig databaser. Denne muligheten eksisterer nå i form av Hjorteviltregisteret ved NINA naturdata (se kap. 4.7). Vi håper på sikt denne type informasjon kan kobles mot data på veispesifikk trafikkbelastning (eks. ÅDT) slik at det kan beregnes standardiserte verdier for HTU på de enkelte veistrekingene (Du Toit 2008), og ikke kun på kommunenivå.

4.7 Hjorteviltregisteret – database, innsynsløsning og WMS-/WFS-tjenester for fallvilt av utvalgte dyrearter.

Hjorteviltregisteret, www.hjortevilt.no, ivaretar data fra jakt på hjortevilt og data om fallvilt utvalgte dyrearter. NINA naturdata driver Hjorteviltregisteret med bakgrunn i en driftsavtale med Direktoratet for naturforvaltning (DN). Med bakgrunn i et prosjekt støttet av Styringsgruppen Vilt/Rein – Trafikk i Nord-Trøndelag, Gjensidige forsikring og DN, ble løsningen for registrering av fallvilt og webinnsynet forbedret i perioden 2007-2008. Statens vegvesen har også gitt tilskudd for å etablere wms/wfs-tjenester knyttet til data i Hjorteviltregisteret. Det er kommunene som er ansvarlig for registrering av data og at disse har en tilstrekkelig kvalitet. Dette er imidlertid ikke til hinder for at kommunene og deres ettersøkspersonell kan samarbeide med andre, slik som Politiet, Statens vegvesen og Jernbaneverket om å få til mest mulig rasjonelle løsninger for registrering og kvalitetssikring av slike data.

Formålet med å registrere fallvilt i Hjorteviltregisteret er:

- å få oversikt over dyr som omkommer eller blir avlivet utenom ordinær jakt. Dette inkluderer for eksempel dyr som dør av naturlige årsaker, dyr som blir påkjørt og dyr som blir avlivet som skadedyr, i nødverge eller etter ulovlig jakt.
- å rapportere utvalgte data fra kommunen til SSB for at dette skal inngå i den nasjonale statistikken.
- å bidra til bedre oversikt over ulykkespunkter mellom utvalgte dyrearter og kjøretøy/tog. Dette inkluderer både døde dyr og dyr som friskmeldes, eller hvor utfallet for dyret er ukjent.

Resultatene av dette skal i neste omgang inngå som et grunnlag for beslutninger knyttet til bestandsforvaltning, spesielt hjorteviltbestander. Oversikt over ulykkespunkter med bil/tog kan for eksempel benyttes til å evaluere effekten av iverksatte tiltak for å redusere antall påkjørsler eller for å vurdere nye tiltak. I en viss utstrekning kan slike data også benyttes i forbindelse med planlegging av nye vei- eller banetraseer, eller ved endringer av eksisterende vei- eller banetraseer.

Siden ansvaret for både registrering av data og kvalitetssikring er lagt til kommunene er deres rolle helt avgjørende for nytteverdien av registrerte data. Det er et ønske fra DN at alle kommuner registrerer avgang av vilt i Hjorteviltregisteret, og benytter dette til videre rapportering til SSB. Dette gjelder også kommuner som ikke har registrert avgang, noe det er det lagt til rette for i løsningen for elektronisk rapportering f.o.m. jaktåret 2008/2009.

For kalenderåret 2008 var det pr. 28.1.2009 registrert 6129 objekter av 246 kommuner, hvorav 4714 (77 %) var knyttet til påkjørsler langs vei og jernbane. At så mange kommuner er kommet i gang med å bruke løsningen er positivt med tanke på at jaktåret 2007/2008 var første gang

dagens løsning for fallvilt var fullt ut operativ med tanke på elektronisk rapportering av aktuelle data fra kommunene til SSB.

4.7.1 Webskjema for registrering og redigering av fallvilt

DN har oppfordret alle kommuner til å benytte Hjorteviltregisteret for å registrere data om fallvilt. Viltartene vi her snakker om er elg, hjort, rådyr, villrein, moskus, bever, oter, grevling, rev, mårhund, havørn, kongeørn og hønsenhauk. Eventuelle endringer i hvilke arter som kan registreres vil avgjøres av DN.

Dersom kommunene registrerer alle enkelttilfeller av fallvilt gjennom et helt jaktår (1.april – 31.mars), kan dette benyttes som grunnlag for elektronisk rapportering til SSB etter at jaktåret er over. I denne rapporteringen inngår kun tilfeller hvor dyret ble dokumentert dødt. I Hjorteviltregisteret skal kommunene også registrere tilfeller hvor dyr ble friskmeldt, ikke funnet, eller hvor utfallet var ukjent. Hovedårsaken til dette er at slike hendelser er verdifulle med hensyn til å avdekke ulykkesutsatte strekninger samt effekt av iverksatte tiltak mot viltpåkjørslar. Dessuten kan dette være viktig informasjon for kommunene for å dokumentere ressursbruken knyttet til ettersøk av skadet vilt utenom jakt.

Den kartbaserte registreringen av fallvilt er utviklet for at kommunene skal kunne øke kvaliteten på tid- og stedfesting av enkelttilfeller, og da særlig med tanke på ulykker mellom vilt og bil/tog. I neste omgang vil dette kunne bidra til et bedre grunnlag for å vurdere nye tiltak for å redusere HTU langs eksisterende veier og jernbaner. Data vil også kunne benyttes til å etterprøve effekten av tiltak som er satt inn for å redusere antallet HTU. Etterprøving av tiltak vil kreve at tiltakene også er kartfestet og dokumentert på en tilfredsstillende måte.

Det viktigste målet med denne løsningen er likevel å øke kvaliteten på slike data over store nok områder slik at de kan benyttes til dokumentere når og hvor vi har de største utfordringene med påkjørslar av vilt langs veg og jernbane. Samtidig kan kommunene benytte den samme løsningen til å få bedre oversikt over når og hvor det blir registrert vilt som dør av andre årsaker eller blitt avlivet.

The screenshot shows a web form for reporting wildlife accidents. The form is titled "Redigere irregulær avgang" and contains several sections:

- Informasjon om viltart:** Fields for Art (Elg), Slaktevekt, Tidsangivelse (Date: 02.12.2008, Time: 19:30), and Stedsangivelse (Kommune: 1725 Namdalseid, Stedsnavn: Morkhaug).
- Tidsangivelse:** Date (dd.mm.åååå) and Time (tt:mm).
- Stedsangivelse:** Kommune (1725 Namdalseid), Stedsnavn (Morkhaug), Nøyaktighet (God (Bedre enn 100 m i terrenget)), Kartbløtt UTM 32 (EUREF89) (N: 7120555, Ø: 510374).
- GPS-avlesning (EUREF89):** Fields for N/Breddegrad, Ø/Lengdegrad, and a link to click for a fast GPS coordinate.
- Vegident:** Fields for Vegtype (Rv - Riksveg), Vegnummer (17), Hovedparsell (HD) (3), and Meterverdi (5780).
- Forholdsbeskrivelse på ulykkesstedet når kjøretøy er involvert:** Fields for Fereforhold (Delvis one / isbelagt veg), Værforhold (Dårlig sikt føreving), and Lysforhold (Mørkt uten vegbelysning).
- Andre opplysninger/merknader:** A text area for additional information.

A map on the right shows the location in Namdalseid, Nord-Trøndelag, with a red line indicating the accident site. The map includes a scale bar and a north arrow.

Figur 4.4. Skjerm bilde for registrering/redigering av fallvilt. Eksempelet er hentet fra Namdalseid kommune i Nord-Trøndelag.

I webskjemaet (Fig. 4.4) er mye av registreringen basert på valgbokser med forhåndsdefinerte valg. Kartfesting kan gjennomføres enten ved å registrere en koordinat avlest fra en GPS, eller ved å benytte muligheten for å digitalisere koordinaten ved bruk av kartløsningen (Fig. 4.4). Brukeren må også angi antatt nøyaktighet for posisjonen basert på samme skala som benyttes i DN's Naturbase. For å bidra til at nøyaktigheten blir så god som mulig er det satt en grense for

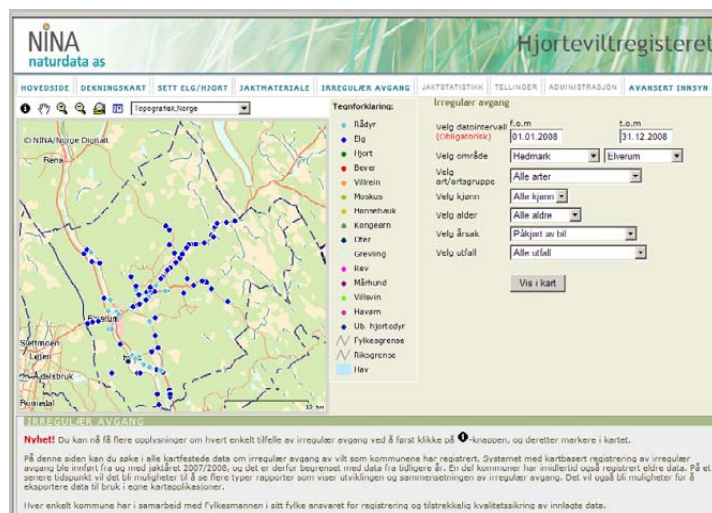
digitalisering av punkter ved målestokk større eller lik 1: 10 000. Denne grensen kan justeres på et senere tidspunkt dersom erfaringene tilsier at en annen målestokk bør velges.

Fordi Statens vegvesen har et system for kartfesting langs vei basert på vegident er det lagt opp til at nærmeste vegident automatisk blir registrert dersom årsaken er påkjørt av bil eller motorsykkel. Det er ønskelig å få etablert en tilsvarende løsning i forbindelse jernbanen som benytter et system for kartfesting basert på avstand fra gitt punkt.

Andre tilpasninger som er gjennomført for ulykker mellom dyr og kjøretøy, er muligheten for å registrere informasjon om lys-, vær- og føreforhold på ulykkesstedet. Kategoriene som benyttes ved disse registreringene er de samme som benyttes i STRAKS ulykkesregister, som er en database over alle personskader i trafikken og som driftes av Statens vegvesen i samarbeid med Politiet.

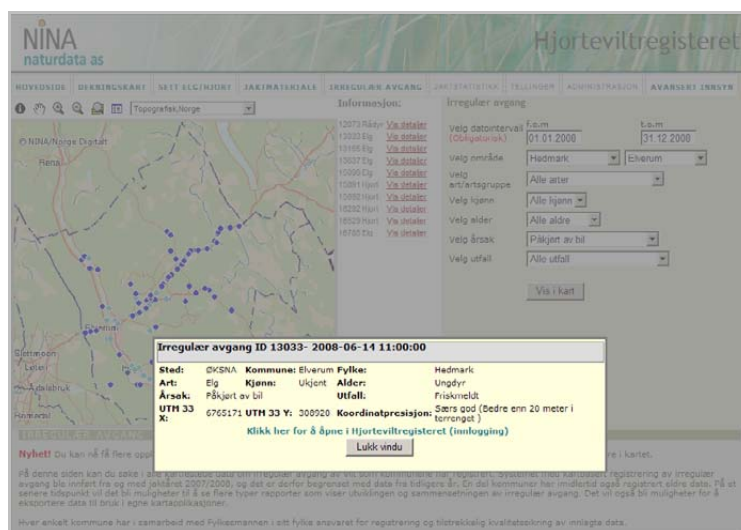
4.7.2 Webinnsyn for registrerte data om fallvilt

Innsynsløsningen <http://www.hjortevilt.no/HjorteviltInnsyn/irreguler.aspx> er en fritt tilgjengelig tjeneste hvor man kan søke blant kartfestede registreringer i alle kommuner. Brukeren kan selv begrense utvalget som vises i kartet ved å benytte søkeskjemaet til høyre for kartet (Fig. 4.5). Ved hjelp av i-knappen over kartet kan brukeren få tilgang på mer informasjon om enkelttilfeller, og dersom brukeren har rettighet til å redigere data er det også lagt inn en link for å kunne redigere enkelthendelsen (Fig. 4.6).



Figur 4.5. Eksempel på bruk av innsynsløsningen for registrerte tilfeller av fallvilt. I eksempelet er søket begrenset til Elverum kommune der årsaken er påkjørt av bil for tidsintervallet 1. januar 2008 – 31.12.2008.

Figur 4.6. Eksempel på åpen tilgjengelig informasjon om enkelttilfeller av fallvilt ved å benytte innsynsløsningen. I dette tilfellet en elg, påkjørt av bil, men som ble friskmeldt av personell fra kommunen. Brukere med tilgang til å redigere data for den aktuelle kommunen har mulighet til å benytte en direkte link for redigering av den valgte hendelsen (se Fig. 4.4)



4.7.3 WMS/WFS – tjeneste for kartfestede påkjørsler av vilt langs vei og jernbane

WMS/WFS – tjenesten, http://wms.nina.no/wms_hjorteviltregisteret, er fritt tilgjengelig og publiserer oppdaterte kart på bakgrunn av data registrert i Hjorteviltregisteret (Fig. 4.7). Foreløpig er dette begrenset til data knyttet til påkjørsler av vilt langs vei og jernbane. Ved å benytte WFS-tjenesten kan brukeren få tilgang til egenskapene ved enkelthendelser for bruk i egen GIS-programvare.

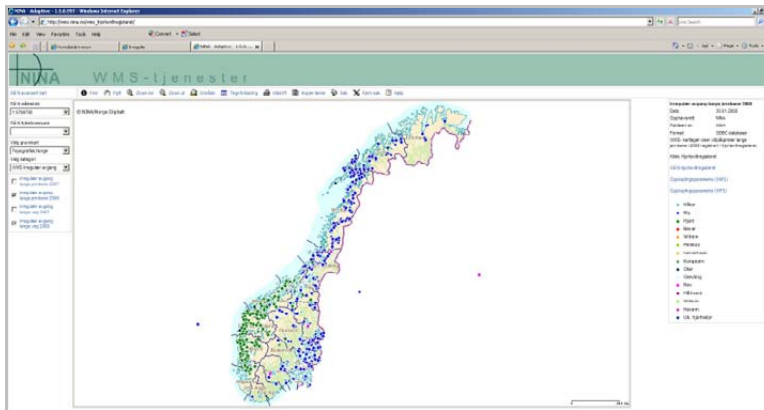


Fig. 4.7. Hjorteviltregisterets WMS/WFS-tjeneste. I eksempelet er det avkrysset for fallvilt langs vei og jernbane i 2008.

5 Referanser

- Alexander, S. M., Waters, N. M. & Paquet, P. C. 2005. Traffic volume and highway permeability for a mammalian community in the Canadian Rocky Mountains. *Canadian Geographer* 49 (4): 321-331.
- Almkvist, B.T., Ekblom, A.S., Rempler, S.A. 1980. Viltolycksprosjektet (VIOL). Statens Vägverk, utvecklingsseksjonen. Sluttrapport. 117s.
- Andersen, R., Wiseth, B., Pedersen, P. H. & Jaren, V. 1991. Moose-train collisions: effects of environmental conditions. *Alces* 27: 79-84.
- Andersen, R. & Sæther, B-E. 1996. Elg i Norge – Biologi, atferd og forvaltning. Teknologisk Forlag.
- Andreassen, H. P., Gundersen, H. & Storaas, T. 1997. Vilt-trafikk i Østerdalen. Del 1: Tiltak for å begrense elg nær jernbanelinjen. Høgskolen i Hedmark, rapport nr. 5.
- Anon 2005. HB 242 Veger og dyreliv. Statens vegvesen 2005.
- Austrheim, G., Solberg, E.J., Mysterud, A., Daverdin, M. & Andersen, R. 2008. Hjortedyr og husdyr på beite i norsk utmark i perioden 1949-1999. NTNU Vitensk. mus. Rapp. zool. Ser. 2-2008: 123 pp. NTNU, Vitenskapsmuseet, Trondheim
- Burnham KP, Anderson DR (1998) Model selection and inference: a practical information-theoretic approach. Springer, Berlin Heidelberg New York
- Cederlund, G. & Sand, H. 1994. Home-range size in relation to age and sex in moose. *Journal of Mammalogy* 75 (4): 1005-1012.
- Cederlund, G. & O. Liberg 1995. Rådjuret: Viltet, ekologin och jakten. Svenska Jägarförbundet.
- Clevenger, A. P., Chruszcz, B., & Gunson, K. 2001. Highway mitigation fencing reduces wildlife-vehicle collisions. *Wildlife Society Bulletin* 29: 646–653.
- Conover, M. R. 1997. Monetary and intangible valuation of deer in the United States, *Wildlife Society Bulletin* 25 (2): 298-305.
- Conover, M. R., Pitt, W. C., Kessler, K. K., Dubow, T. J. & Sanborn, W. A. 1995. Review of human injuries, illnesses, and economic-losses caused by wildlife in the United States. *Wildlife Society Bulletin* 95 (3): 407-414.
- Dal Compare, L., Sturaro, E., Cocca, G. & Ramanzin, M. 2007. An analysis of roe deer (*Capreolus capreolus*) traffic collisions in the Belluno province, eastern Italian Alps. *Italian Journal of Animal Science* 6: 848-850.
- Du Toit, J. A. 2008. Standardizing the data on wildlife-vehicle collisions. *Human-Wildlife Conflicts* 2 (1): 5-6.
- Dussault, C., Oullet, J-P., Courtois, R., Huot, J., Breton, L. & Larochelle, J. 2004. Behavioural responses of moose to thermal conditions in the boreal forest. *Ecoscience* 11 (3): 321-328.
- Dussault, C., Poulin, M., Courtois, R. & Oullet, J-P. 2006. Temporal and spatial distribution of moose-vehicle accidents in the Laurentides Wildlife Reserve, Quebec, Canada. *Wildlife Biology* 12: 415-425.
- Dussault, C., Ouellet, J. P., Laurian, C., Courtois, R., Poulin, M. & Breton, L. 2007. Moose movement rates along highways and crossing probability models. *Journal of Wildlife Management* 71 (7): 2338-2345.
- Farrell, M. C. & Tappe, P. A. 2007. County-level factors contributing to deer-vehicle collisions in Arkansas. *Journal of Wildlife Management* 71 (8): 2727- 2731.
- Finder, R. A., Roseberry, J. L. & Woolf, A. 1999. Site and landscape conditions at white-tailed deer/vehicle collision locations in Illinois. *Landscape and Urban Planning* 44: 77-85.
- Foster, M. L., S.R. Humphrey. 1995. Use of highway underpasses by Florida panthers and other wildlife. *Wildlife Society Bulletin* 23: 95–100.
- Gagnon, J. W., Theimer, T. C., Dodd, N. L., Boe, S. & Schweinsburg, R. E. 2007. Traffic volume alters elk distribution and highway crossings in Arizona. *Journal of Wildlife Management* 71 (7): 2318-2323.
- Gangsei, L. E. 1999. Er alle elgar like lette å observere? Evaluering av sett-elg metodikk ut frå samanlikning med modellpopulasjonar bygd på kohortanalyse. Hovedoppgåve ved Institutt for biologi og naturforvaltning, NLH, Ås.
- Garrett, L. C. & Conway, G. A. 1999. Characteristics of moose-vehicle collisions in Anchorage, Alaska, 1991-1995. *Journal of Safety Research* 30 (4): 219-223.

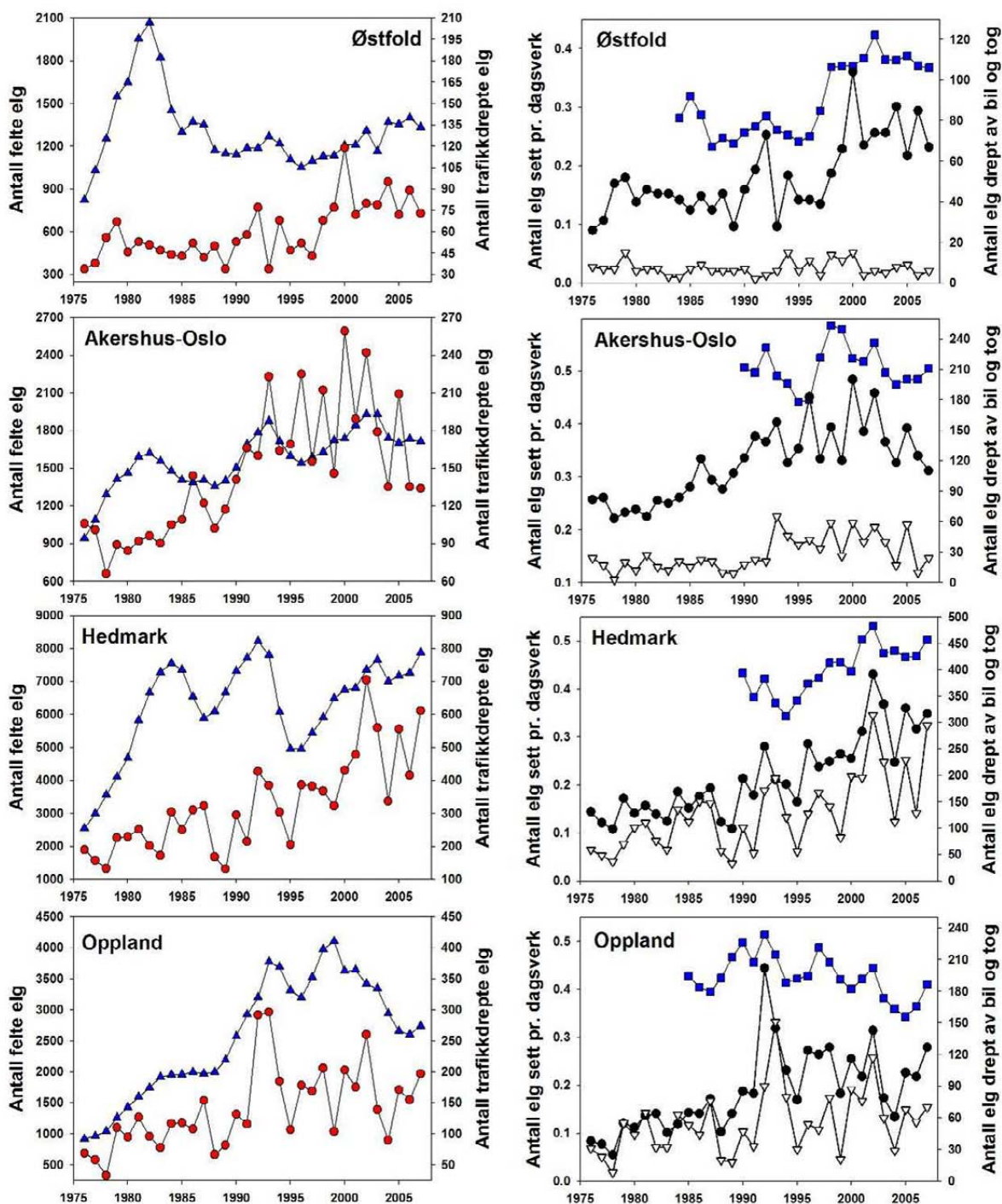
- Gebert, C. & Verheyden-Tixier, H. 2001. Variations of diet composition of Red Deer (*Cervus elaphus* L.) in Europe. *Mammal Review* 31: 189-201.
- Groot-Bruinderink, G. W. T. A. & Hazebroek, E. 1996. Ungulate traffic collisions in Europe. *Conservation Biology* 4: 1059-1067.
- Grøtan, V., Sæther, B-E., Engen, S., Solberg, E. J., Linnell, J. D. C., Andersen, R., Brøseth, H. & Lund, E. 2005. Climate causes large-scale spatial synchrony in population fluctuations of a temperate herbivore. *Ecology* 86 (6): 1472-1482.
- Grovenburg, T. W., Jenks, J. A., Klaver, R. W., Monteith, K. L., Galster, D. H., Schauer, R. J., Morlock, W. W. & Delger, J. A. 2007. Factors affecting road mortality of white-tailed deer in eastern South Dakota. *Human-Wildlife Conflicts* 2 (1): 48-59.
- Gundersen, H. & Andreassen, H. P. 1998. The risk of moose *Alces alces* collisions. A predictive logistic model for moose-train accidents. *Wildlife Biology* 4: 103-110.
- Gundersen, H., Andreassen, H. P. & Storaas, T. 1998. Spatial and temporal correlates to Norwegian moose-train collisions. *Alces* 34: 385-394.
- Gundersen, H., Storaas, T., Nicolaysen, K. B., and Zimmermann, B. 2006. Hvordan unngå elgpåkjørsler på vei og jernbane? Hovedresultatene fra Prosjekt elg-trafikk i Stor-Elvdal. *Hjorteviltet* 16: 64-66.
- Haikonen, H. & Summala, H. 2001. Deer-vehicle crashes - Extensive peak at 1 hour after sunset. *American Journal of Preventive Medicine* 21 (3): 209-213.
- Hanssen, M. G. 2008. Summer movement patterns of moose (*Alces alces*) in central Norway. Master's thesis, NTNU: 50 s.
- Herfindal, I. 2006. Life history consequences of environmental variation along ecological gradients in northern ungulates. Doctoral Thesis. NTNU, Trondheim, Norway.
- Holand, O., Røed, K. H., Mysterud, A., Kumpula, J., Nieminen, M., & Smith, M. E. 2003. The effect of sex ratio and male age structure on reindeer calving. *Journal of Wildlife Management*, 67, 25-33.
- Jaren, V., R. Andersen, M., Ulleberg, P. H. Pedersen & Wiseth, B. 1991. Moose-train collisions: The effects of vegetation removal with a cost-benefit analysis. *Alces* 27: 93-99.
- Joyce, T. L. & Mahoney, S. P. 2001. Spatial and temporal distributions of moose-vehicle collisions in Newfoundland. *Wildlife Society Bulletin* 29 (1): 281-291.
- Kastdalen, L. 1996. Romerikselgen og Gardemoutbyggingen. Hovedrapport fra Elgprosjektet på Øvre Romerike. Fylkesmannen i Oslo og Akershus, Miljøvernavdelingen. 115 s.
- Krzywinski, A. 1997. Sex differences in time budgeting in roe deer during the rut. *Acta Theriologica* 42 (3): 313-320.
- Laurian, C., Dussault, C., Ouellet, J. P., Courtois, R., Poulin, M. & Breton, L. 2008. Behavior of moose relative to a road network. *Journal of Wildlife Management* 72 (7): 1550-1557.
- Lavsund, S. & Sandegren, F. 1991. Moose-vehicle relations in Sweden. *Alces* 27: 118-126.
- Lorentsen, Ø., Wiseth, B., Einvik, K & Pedersen, P. H. 1991. Elg i Nord-Trøndelag - Resultater fra elgundersøkelsene 1987-1990 om vandringsmønster, brunst, kalvinger og dødelighet. Rapport 1, Fylkesmannen i Nord-Trøndelag, Miljøvernavdelingen. 208 s.
- Lykkja, O. N. 2008. The limiting effects of human infrastructure and activity centers on moose (*Alces alces*) habitat use during the summer season. Master's thesis, NTNU: 34 s.
- Moen, A. 1998. Nasjonalatlas for Norge: vegetasjon. - Statens Kartverk.
- Mysen, A. B. 1996. Elgulykker på nye riksveg 35. TØI notat 1931/1996 Revidert.
- Mysterud, A. 2000. Diet overlap among ruminants in Fennoscandia. *Oecologia* 124: 130-137.
- Mysterud, A., Coulson, T. N. & Stenseth, N. C. 2002: The role of males in the dynamics of ungulate populations. *Journal of Animal Ecology* 71: 907-915.
- Mysterud, A. 2004. Temporal variation in the number of car-killed red deer *Cervus elaphus* in Norway. *Wildlife Biology* 10: 203-211.
- Nellemann, C., Vistnes, I., Jordhøy, P., Strand, O. 2001. Winter distribution of wild reindeer in relation to power lines, roads and resorts. *Biological Conservation* 101 (3): 351-360.
- Olsen, P. K. & de Vibe, J. D. 1981. Beiting og bestandsutvikling hos elg (*Alces alces*) i 13 fylker i Norge. Hovedfagsoppgave i spesiell økologi, Universitetet i Oslo: 316 s.
- Oosenbrug, S. M. & Ferguson, S. H. 1991. Moose-vehicle collisions in Newfoundland – Management considerations for the 1990's. *Alces* 27: 220-225.

- Peek, J. M. 1997. Habitat Relationships. Sidene 351-375 I: A. W. Franzmann & C. C. Schwartz, editors. Ecology and Management of the North American Moose. Smithsonian Institutional Press.
- Ramsrud, J. K. 2007. Calving site selection by moose: Anti-predation versus feeding condition. *Cand. scient. Thesis*. Department of Biology, Norwegian University of Science and Technology.
- Rea, R. V. 2003. Modifying roadside vegetation management practices to reduce vehicular collision with moose *Alces alces*. *Wildlife Biology* 9: 81-91.
- Renecker, L. A. & Hudson, R. J. 1986. Seasonal energy expenditure and thermoregulatory response of moose. *Canadian Journal of Zoology* 64: 322-327.
- Roer, O. & Gangsei, I. E. 2008. Sluttrapport – "Elgens områdebruk – Vegårdshei & omhegn". Faun rapport 020-2008.
- Rolstad, J., Framstad, E., Gundersen, V. & Storaunet, K. 2002. Naturskog i Norge. Definisjoner, økologi og bruk i norsk skog- og miljøforvaltning - Aktuelt fra skogforskningen 1-2002: 1-53.
- Røed, K. H., Holand, O., Mysterud, A., Tverdal, A., Kumpula, J. & Nieminen, M. 2007. Male phenotypic quality influences offspring sex ratio in a polygynous ungulate. *Proceedings of the Royal Society B-Biological Sciences* 274: 727-733.
- Sæther, B-E., Solbraa, K., Sødal, D. P. & Hjeljord, O. 1992. Sluttrapport Elg-Skog-Samfunn – NINA forskningsrapport 28: 1-153.
- Sæther, B-E., Heim, M., Solberg, E. J., Jakobsen, K., Stacy, J., Sviland, M. & Olstad, R. 2001. Effekter av rettet avskyting på elgbestanden på Vega. NINA Fagrapport 049: 39 s.
- Schwartz, C. C. & Renecker, L. A. 1997. Nutrition and Energetics. Sidene 441-478 I: A. W. Franzmann & C. C. Schwartz, editors. Ecology and Management of the North American Moose. Smithsonian Institutional press.
- Seiler, A. 2004. Trends and spatial patterns in ungulate-vehicle collisions in Sweden. *Wildlife Biology* 10: 201-313.
- Seiler, A. 2005. Predicting locations of moose-vehicle collisions in Sweden. *Journal of Applied Ecology* 42: 371-382.
- Smedshaug, C. A., Selås, V., Lund, S. E. & Sonerud, G. A. 1999. The effect of a natural reduction of red fox *Vulpes vulpes* on small game hunting bags in Norway. - *Wildlife Biology* 5: 157-166.
- Solberg, E. J., B-E. Sæther, Strand, O. & Loison, A. 1999. Dynamics of a harvested moose population in a variable environment. *Journal of Animal Ecology* 68: 186-204.
- Solberg, E. J. & Sæther, B-E. 1999. Hunter observations of moose *Alces alces* as a management tool. *Wildlife Biology* 5: 43-53.
- Solberg, E. J., Ringsby, T. H., Sæther, B-E. & Heim, M. 2002. Biased adult sex ratio can affect fecundity in primipareous moose. *Wildlife Biology* 8: 109-120.
- Solberg, E. J., Sand, H., Linnell, J., Brainerd, S., Andersen, R. Odden, J., Brøseth, H., Swenson, J., Strand, O. & Wabakken, P. 2003. Store rovdryrs innvirkning på hjorteviltet i Norge: Økologiske prosesser og konsekvenser for jaktuttak og jaktutøvelse. NINA Fagrapport 63, 75 s. <http://www.nina.no/archive/nina/PppBasePdf/fagrapport/2003/63.pdf>
- Solberg, E. J., Loison, A., Gaillard, J-M. & Heim, M. 2004. Lasting effects of conditions at birth on moose body mass. *Ecography* 27: 677-687.
- Solberg, E. J., Grøtan, V., Rolandsen, C. M., Brøseth, H. & Brainerd, S. 2005. Change-in-sex-ratio as an estimator of population size for Norwegian moose. *Wildlife Biology* 11: 91-100.
- Solberg, E. J., Rolandsen, C. M., Heim, M., Grøtan, V., Garel, M., Sæther, B-E., Nilsen, E. B., Austrheim, G. & Herfindal, I. 2006. Elgen i Norge sett med jegerøyne. En analyse av jaktmaterialet fra overvåkningsprogrammet for elg og det samlede sett elg-materialet for perioden 1966-2004. NINA Rapport 125.
- Solberg, E. J., Veiberg, V., Strand, O., Andersen, R., Langvatn, R., Heim, M., Rolandsen, C. M., Holmstrøm, F. & Solem, M. I. 2008. Hjortevilt 2007 – Årsrapport fra Overvåkingsprogrammet for hjortevilt. NINA Rapport 380. 65 s.
- SPSS (2007) SPSS 15 for Windows. USA

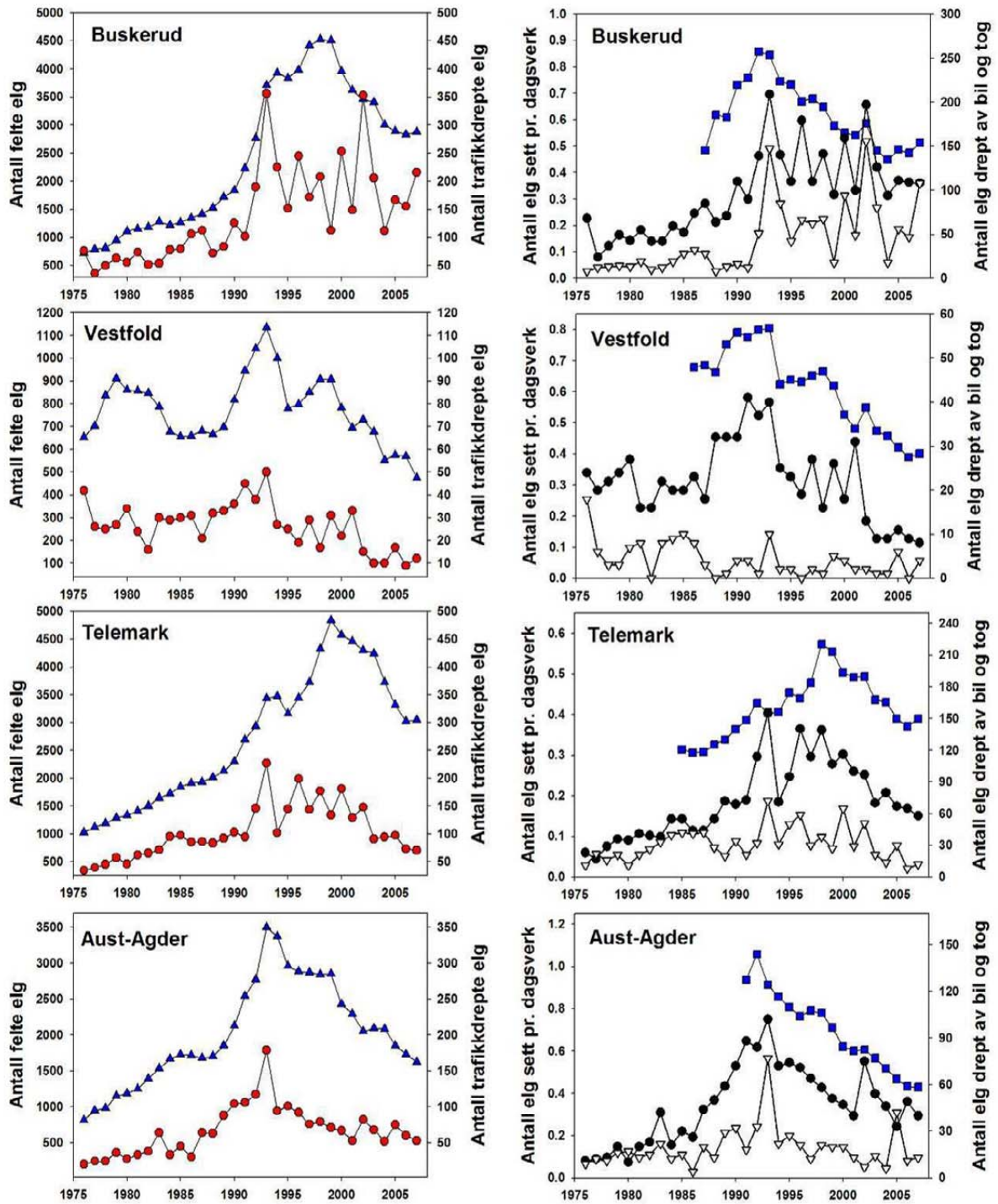
- Storaas, T., Nicolaysen, K. B., Gundersen, H. & Zimmermann, B. 2005. Prosjekt Elg – trafikk i Stor-Elvdal 2000-2004, Hvordan unngå elgpåkjørsler på vei og jernbane? Høgskolen i Hedmark. Oppdragsrapport nr. 1 – 2005.
- Strand, O., Bevanger, K. & Falldorf, T. 2006. Reinens bruk av Hardangervidda. Sluttrapport fra Rv7-prosjektet. *NINA Rapport 131*, 67 s.
- Sudharsan, K., Riley, S. J. & Winterstein, S. R. 2006. Relationship of autumn hunting season to the frequency of deer-vehicle collisions in Michigan. *Journal of Wildlife Management* 70 (4): 1161-1164.
- Sylvén, S. 2000. Effects of scale on hunter moose *Alces alces* observation rate. *Wildlife Biology* 6 (3): 157-165.
- Wiseth, B. & Pedersen, P. H. 1989. Skogrydding reduserer elgpåkjørslene. Fylkesmannen i Nord-Trøndelag, Miljøvernavdelingen. Rapport 4 – 1989. 60 s.
- Zimmermann, B., Storaas, T., Gundersen, H., Andreassen, H. P., Sletten, S. & Nicolaysen, K. B. 2003. Elgpåkjørsler: Med satellitter og GPS følges elgen steg for steg. *Hjorteviltet* 13: 80-83.

6 Appendiks

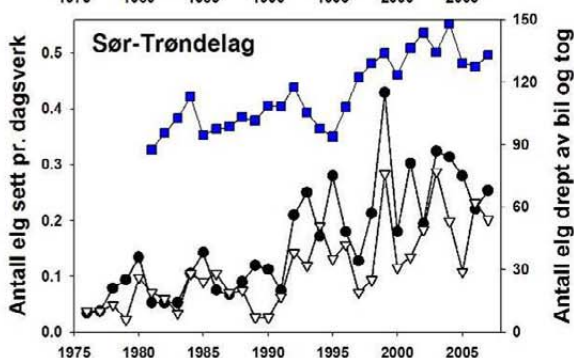
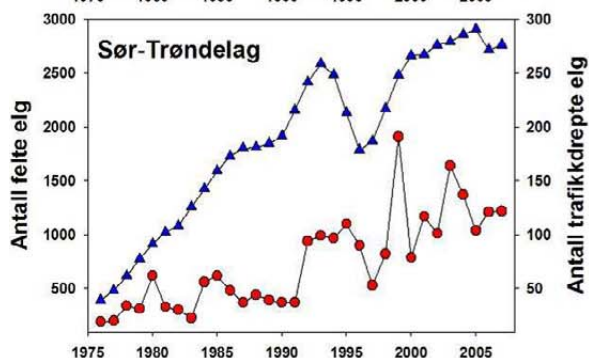
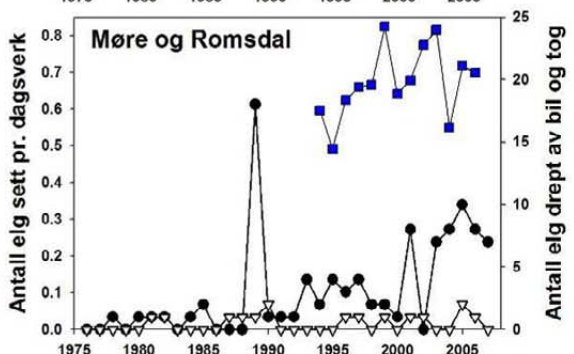
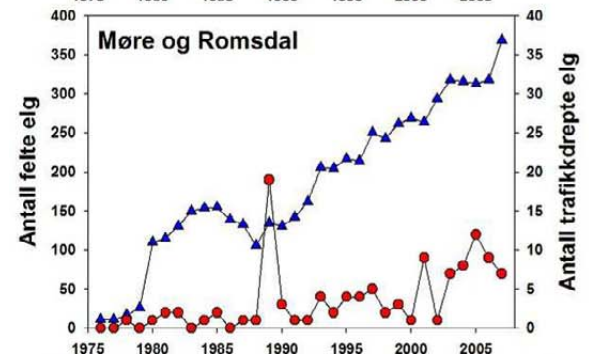
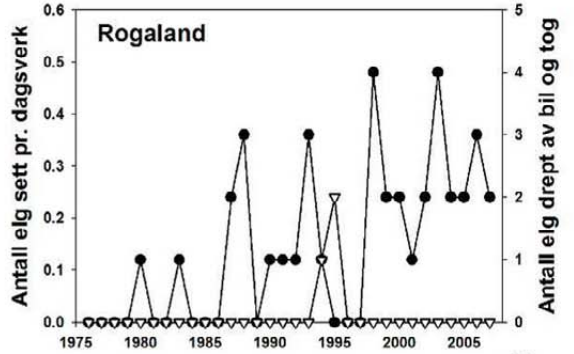
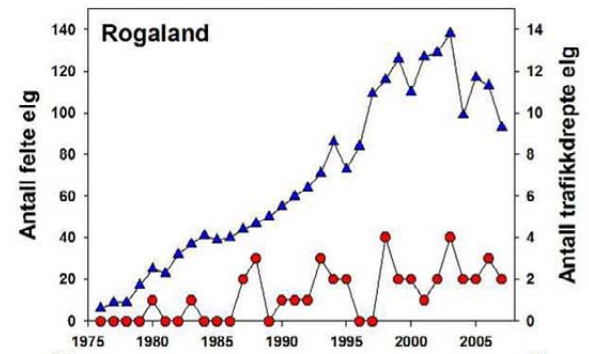
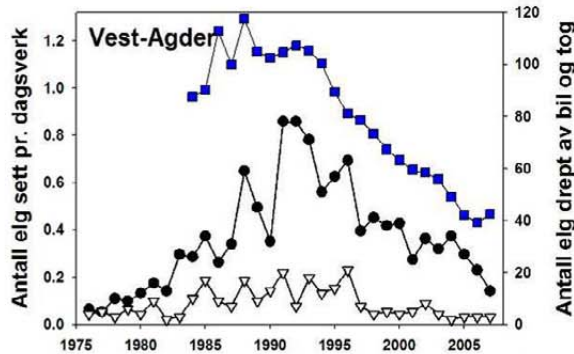
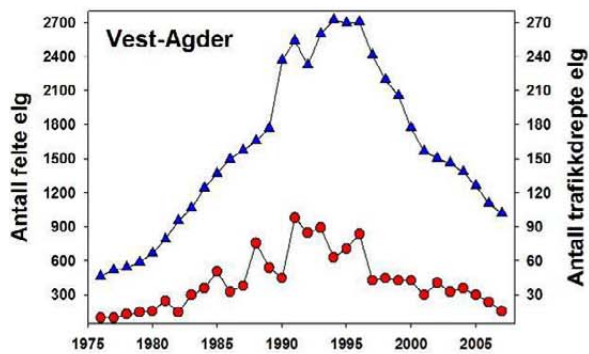
Appendiks 1. Venstre kolonne: Årsvariasjon i antall elg felt (blå trekanter, venstre akse) og drept i trafikken (røde sirkler, høyre akse) fordelt på fylke i perioden 1970-2007. Høyre kolonne: Årsvariasjon i antall elg sett pr. jegerdagsverk (blå firkanter, venstre akse) og drept av bil (sorte sirkler, høyre akse) og tog (åpne triangel, høyre akse) fordelt på fylke i perioden 1970-2007. Årstallet viser første året i jaktåret som strekker seg fra 1. april til 31. mars året etter. Mange av de påkjørte individene kan derfor være drept i løpet av vinteren i året etter angitte årstall. Merk at akseskalaen varierer mellom fylker og mellom kolonner. For å bedre illustrere den prosentvise endringen i antall felt og trafikkdrept innen fylke, er verdiene på venstre akse (antall felt) omtrent 10 ganger større enn verdiene på høyre akse (antall trafikkdrept).



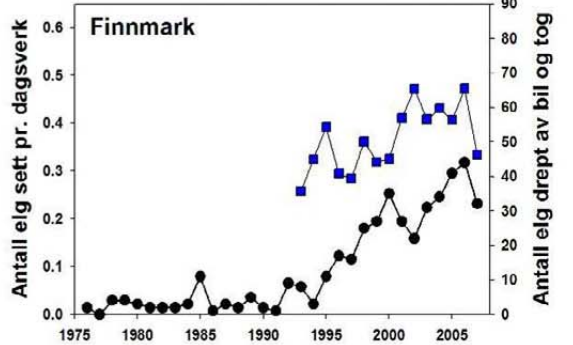
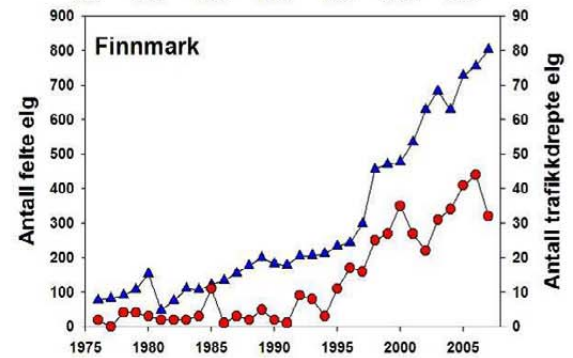
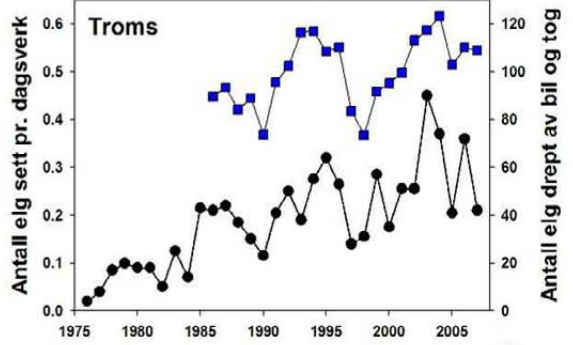
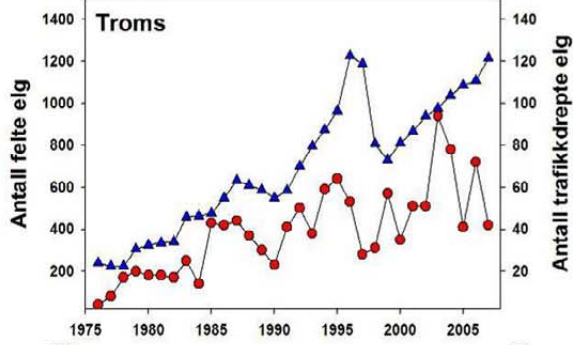
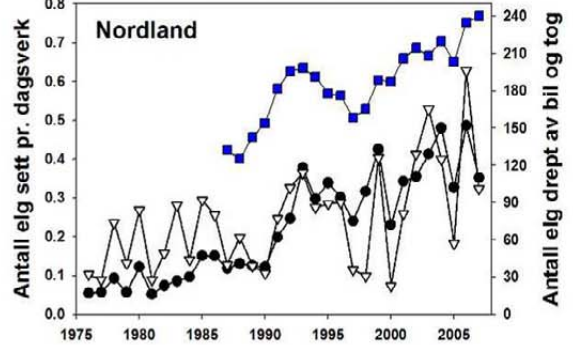
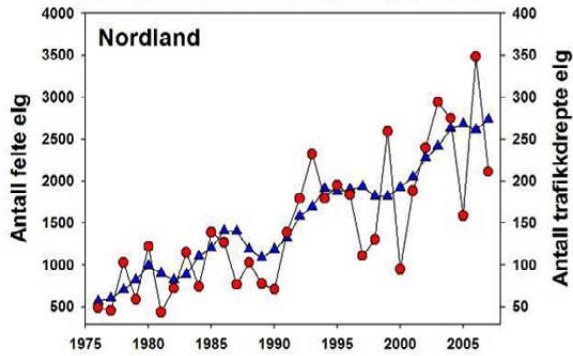
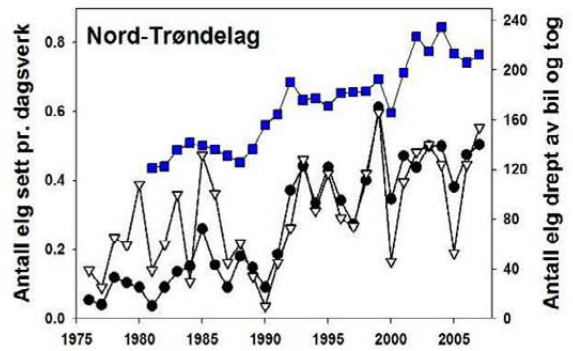
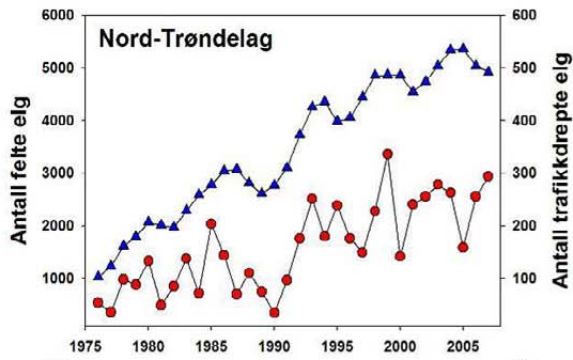
Appendiks 1.



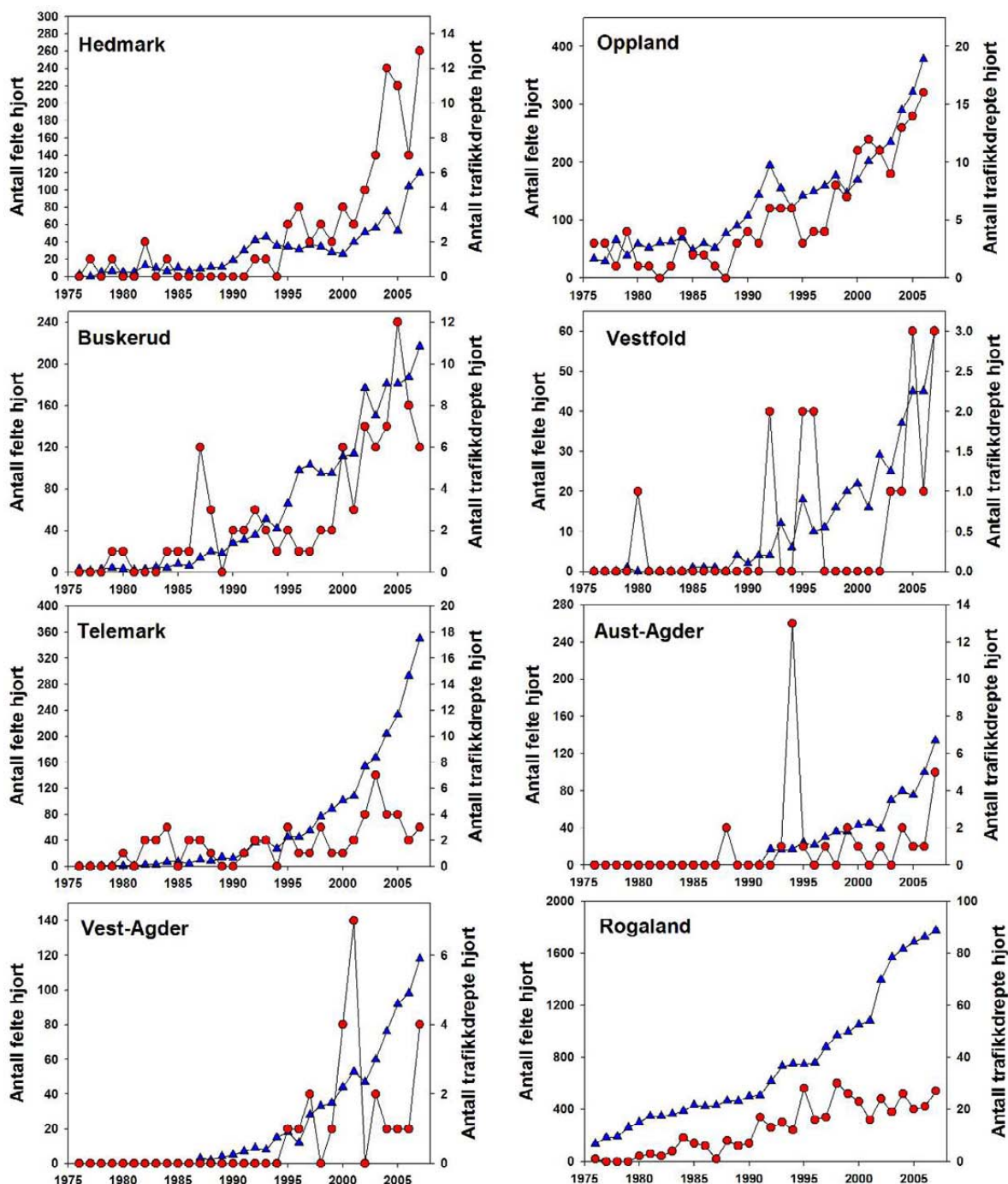
Appendiks 1.



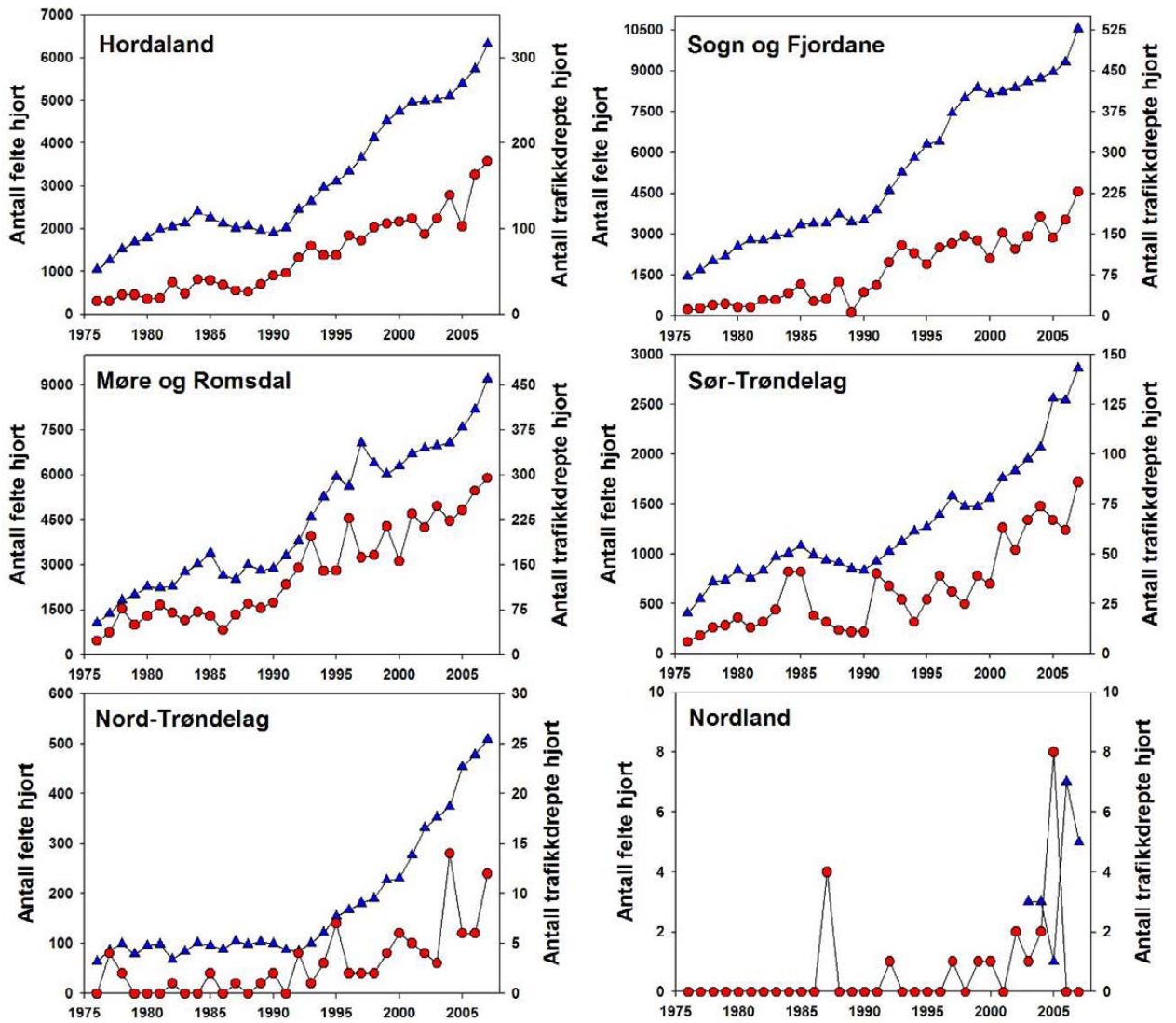
Appendiks 1.



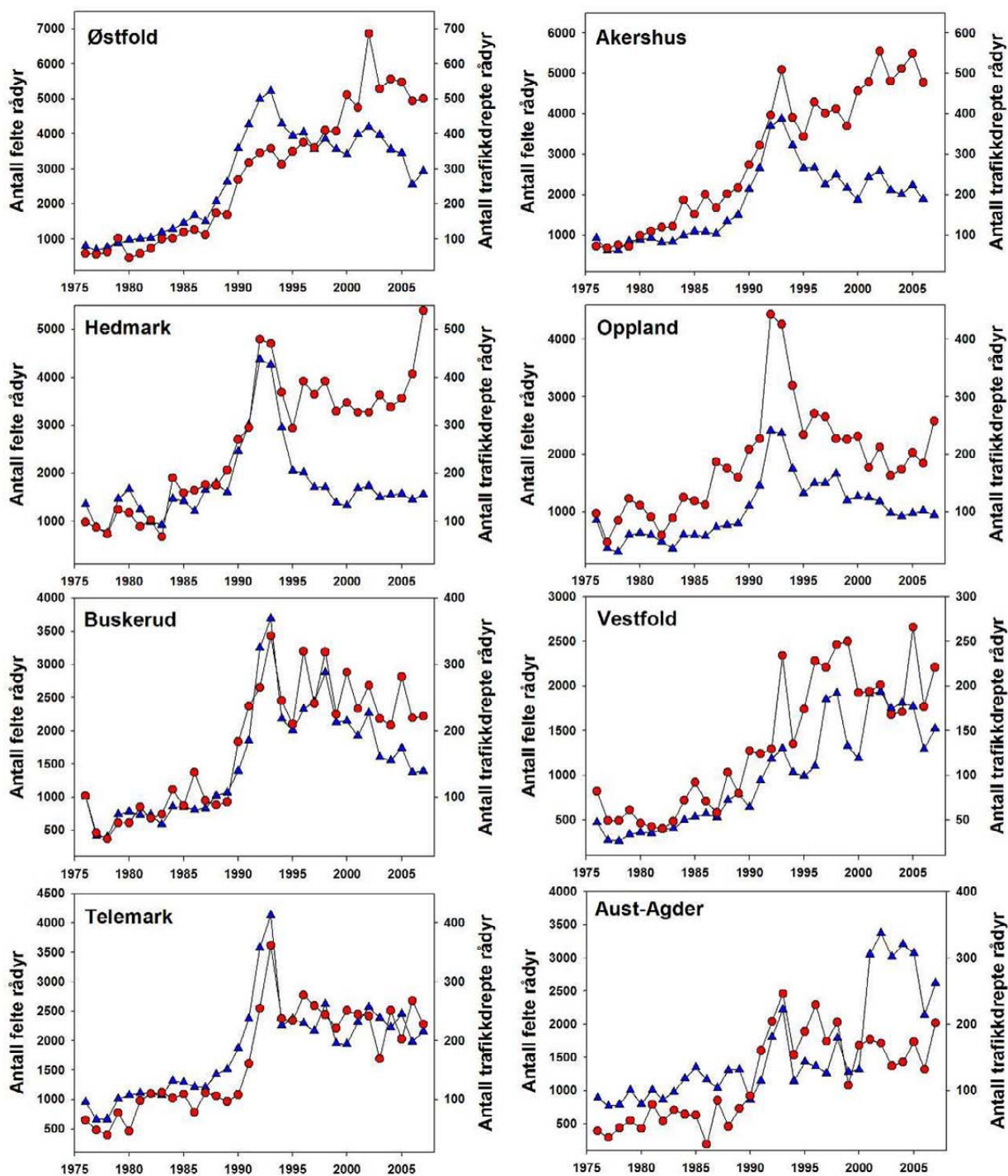
Appendiks 2. Årsvariasjon i antall hjort felt (blå trekkanter, venstre akse) og drept i trafikken (røde sirkler, høyre akse) fordelt på fylke i perioden 1970-2007. Årstallet viser første året i jakt-året som strekker seg fra 1. april til 31. mars året etter. Mange av de påkjørte individene kan derfor være drept i løpet av vinteren i året etter angitte årstall. Merk at akseskalaen varierer mellom fylker. For å bedre illustrere den prosentvise endringen i antall felt og trafikkdrept innen fylke, er verdiene på venstre akse (antall felt) omtrent 20 ganger større enn verdiene på høyre akse (antall trafikkdrept), med unntak for Nordland der akseskalaene er like.



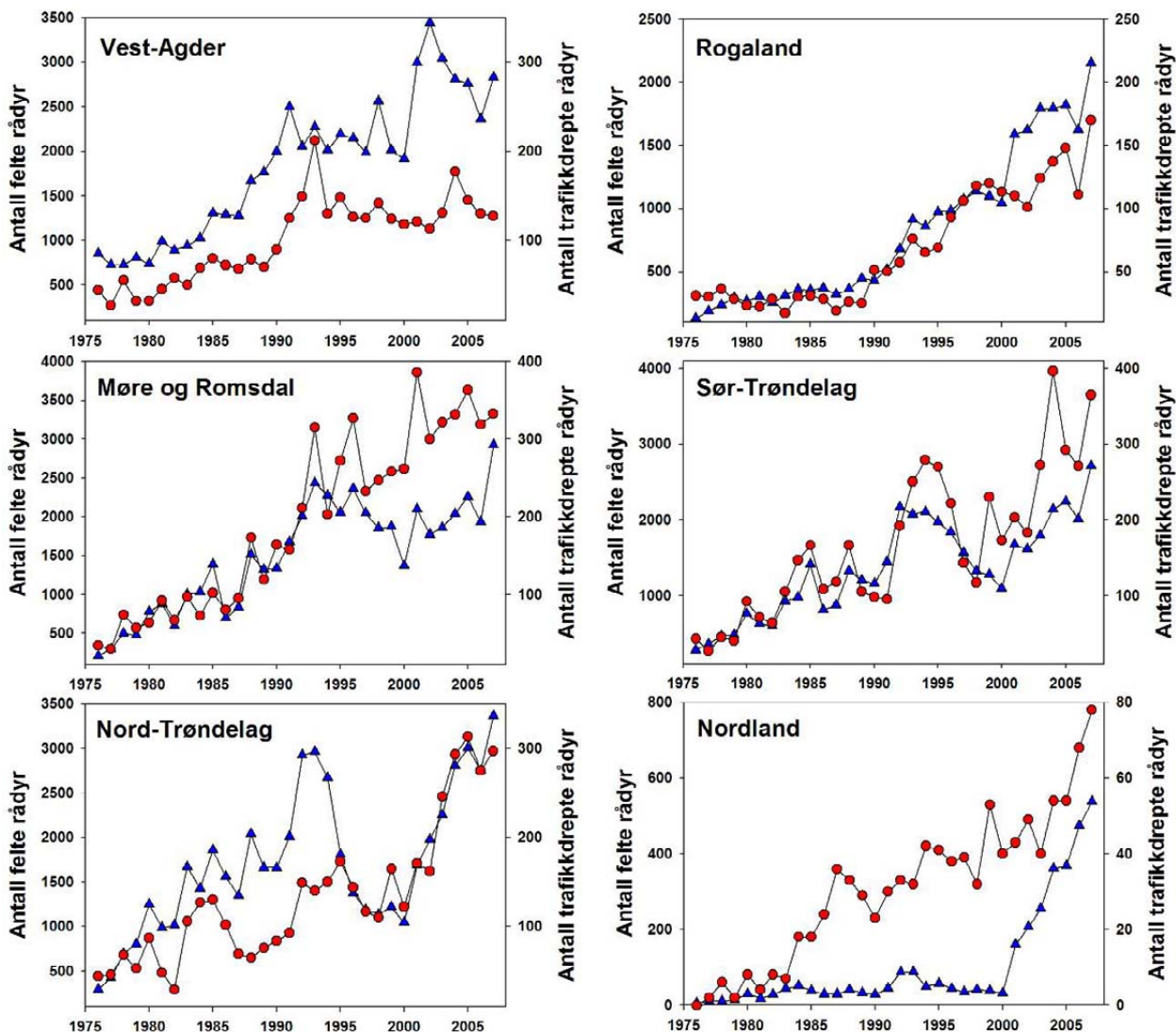
Appendiks 2.



Appendiks 3. Årsvariasjon i antall rådyr felt (blå trekkanter, venstre akse) og drept i trafikken (røde sirkler, høyre akse) fordelt på fylke i perioden 1970-2007. Årstallet viser første året i jakt-året som strekker seg fra 1. april til 31. mars året etter. Mange av de påkjørte individene kan derfor være drept i løpet av vinteren i året etter angitte årstall. Merk at akseskalaen varierer mellom fylker. For å bedre illustrere den prosentvise endringen i antall felt og trafikkdrept innen fylke, er verdiene på venstre akse (antall felt) systematisk 10 ganger større enn verdiene på høyre akse (antall trafikkdrept), med unntak for Nordland. Vertikale akser starter på verdien 100 (høyre) eller 10 (venstre) med unntak av i Nordland der begge aksene starter på 0.



Appendiks 3.



NINA Rapport 463

ISSN: 1504-3312

ISBN: 978-82-426-2033-0



Norsk institutt for naturforskning

NINA hovedkontor

Postadresse: 7485 Trondheim

Besøks/leveringsadresse: Tungasletta 2, 7047 Trondheim

Telefon: 73 80 14 00

Telefaks: 73 80 14 01

Organisasjonsnummer: NO 950 037 687 MVA

www.nina.no