

1806

NINA Rapport

Hjorteviltpåkjørslar i Norge

Årsaksforhold, lokalisering, risiko og datakvalitet

Inger Maren Rivrud, Christer M. Rolandsen, Geir Rune Rauset, Mikkel Kvasnes, Atle Mysterud & Erling J. Solberg



NINAs publikasjoner

NINA Rapport

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

Hjorteviltpåkørsler i Norge

Årsaksforhold, lokalisering, risiko og datakvalitet

Inger Maren Rivrud
Christer M. Rolandsen
Geir Rune Rauset
Mikkel Kvasnes
Atle Mysterud
Erling J. Solberg

Rivrud, I.M., Rolandsen, C.M., Rauset, G.R., Kvasnes, M., Mysterud, A., og Solberg, E.J. 2020. Hjortevilt påkjørsler i Norge: Årsaksforhold, lokalisering, risiko og datakvalitet. NINA Rapport 1806. Norsk institutt for naturforskning.

Oslo, april 2020

ISSN: 1504-3312

ISBN: 978-82-426-4564-7

RETTIGHETSHAVER

© Norsk institutt for naturforskning

Publikasjonen kan siteres fritt med kildeangivelse

TILGJENGELIGHET

Åpen

PUBLISERINGSTYPE

Digitalt dokument (pdf)

KVALITETSSIKRET AV

Assisterende forskningssjef Bente Rønning

ANSVARLIG SIGNATUR

Forskningsjef Svein-Håkon Lorentsen (sign.)

OPPDRAGSGIVER(E)/BIDRAGSYTER(E)

Miljødirektoratet

OPPDRAGSGIVERS REFERANSE

M-1671|2020

KONTAKTPERSON(ER) HOS OPPDRAGSGIVER/BIDRAGSYTER

Erik Lund, Miljødirektoratet

FORSIDEBILDE

Elg, Folldal © Erling J. Solberg

NØKKEWORD

Hjortevilt, påkjørsler, biler, elg, hjort, rådyr, hjorteviltregisteret, trafikkulykker, datakvalitet, risiko, veg, Norge

KEY WORDS

Cervids, wildlife-vehicle collisions, cars, moose, red deer, roe deer, traffic accidents, data quality, risk, roads, Norway

KONTAKTOPPLYSNINGER

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

NINA Oslo
Gaustadalléen 21
0349 Oslo
Tlf: 73 80 14 00

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

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

NINA Bergen
Thormøhlensgate 55
5006 Bergen
Tlf: 73 80 14 00

www.nina.no

Sammendrag

Rivrud, I.M., Rolandsen, C.M., Rauset, G.R., Kvasnes, M., Mysterud, A. og Solberg, E.J. 2020. Hjorteviltpåkjørsler i Norge: Årsaksforhold, lokalisering, risiko og datakvalitet. NINA Rapport 1806. Norsk institutt for naturforskning.

Antall viltpåkjørsler har økt kraftig de siste tiårene, med store konsekvenser i form av økonomiske og materielle kostnader, personskader, dødsfall og svekket dyrevelferd. Omfanget av spesielt hjorteviltpåkjørsler gjør dette til en av vår tids største utfordringer innen viltforvaltningen.

Økningen i viltpåkjørsler har en klar sammenheng med økt tetthet i hjorteviltbestandene, men også høyere hastigheter, økt trafikkintensitet og utbygging av veg- og jernbanenettet spiller inn. Til tross for betydelig innsats fra det offentlige for å redusere viltulykker holder antallet seg relativt stabilt, og for noen arter, som rådyr og hjort, ser vi en viss økning. Det er derfor et tydelig behov for økt kunnskap om hvilke faktorer som påvirker påkjørslene, og hva som karakteriserer farlige strekninger.

Mye fokus har vært rettet mot elgpåkjørsler, da disse har størst kostnad både materielt og i form av personskader. Énartsfokus er likevel ikke tilstrekkelig om man ønsker å identifisere de underliggende årsakene til viltpåkjørsler. Hjorteviltartene har ulike adferdsmønstre, de fordeler seg ulikt i landskapet lokalt og har ulik utbredelse nasjonalt. Det kan derfor være ulike risikoområder for artene. En komparativ tilnærming gir muligheter for å skille faktorer knyttet til bestandstetthet og adferd hos dyrene fra faktorer som er knyttet til trafikkbildet. Dette er avgjørende for å øke presisjonen i risikovarslingen. Det gir også mulighet for tiltak på steder der man kan redusere antallet påkjørsler for flere arter samtidig.

Målet med denne rapporten er å øke kunnskapen og identifisere faktorene som kjennetegner områder med hyppige påkjørsler av artene elg, hjort og rådyr i Norge. Vi har undersøkt effekten av villtetthet, arealtype, snødybde og vegkategori på risiko for påkjørsel for de ulike artene, og hvordan sesong (sommer/vinter) kan påvirke effekten av disse faktorene. Vi har tilpasset modeller der vi undersøker detaljer i hvordan de ulike faktorene påvirker påkjørselsrisiko både hos de ulike artene enkeltvis, og alle artene i en og samme modell slik at forskjell i risiko for påkjørsel kan måles eksplisitt mellom arter. Fra modellene har vi bygget risikokarter for viltpåkjørsler over hele Norges offentlige vegnett. Avslutningsvis diskuterer vi kvaliteten på datagrunnlaget som finnes i de ulike databasene over påkjørsler.

Modellene viser at faktorene som påvirker viltpåkjørslene er kompleks. Ulike landskapsfaktorer påvirker påkjørselsrisiko ulikt mellom arter og mellom sesonger. Bestandstetthet var den sterkeste påvirkningsfaktoren bak romlig variasjon i påkjørselsrisiko for alle arter, med høyere risiko for påkjørsel ved økende tetthet. Artene ble ulikt påvirket av landskapsvariabler. Elg og hjort, som beveger seg over store områder, hadde større samsvar mellom hva som påvirker påkjørselsrisiko sammenlignet med rådyr, som er mer stedfaste. Mens elg og hjort i større grad opplevde økt risiko med økende andel skog- og jordbruksareal rundt påkjørselspunktet, var andelen bebygd areal en viktigere påvirkningsfaktor for påkjørsler av rådyr. Elg og rådyr opplevde økt risiko i kommuner med større snødybde, mens dette ikke var tilfelle for hjort. Det kan i hovedsak skyldes at hjorten har sitt kjerneområde i vest, der kystklimaet gjør at mer nedbør faller som regn. Samtlige arter opplevde høyest risiko for påkjørsel på riksveger, tett etterfulgt av europa-veger. Fylkesveger ga lavere risiko, mens kommunale veger lå nederst i risikospekteret. Dette

reflekterer sannsynligvis en gradient i trafikkbelastning og fart, og til en viss grad også tiltak mot påkjørsler, som gjerne er størst på større veger som europaveger.

Kartene over relativ risiko for påkjørsel for hele det offentlige vegnettet viser at modellene våre i stor grad predikerer høyere risiko i områder der det forekommer mange påkjørsler. Dette tyder på at modellene fungerer godt for å si noe om hvor tiltak for å begrense antallet viltpåkjørsler bør settes inn, og at kartene kan brukes som grunnlag for tiltak.

Inger Maren Rivrud, Norsk institutt for naturforskning, Gaustadalléen 21, 0349 Oslo.

inger.rivrud@nina.no

Christer M. Rolandsen, Geir Rune Rauset, Mikkel Kvasnes, Erling J. Solberg, Norsk institutt for naturforskning, postboks 5685 Torgarden, 7485 Trondheim. christer.rolandsen@nina.no

Atle Mysterud, Universitetet i Oslo, postboks 1066 Blindern, 0316 Oslo.

atle.mysterud@ibv.uio.no

Abstract

Rivrud, I.M., Rolandsen, C.M., Rauset, G.R., Kvasnes, M., Mysterud, A. og Solberg, E.J. 2020. Deer-vehicle collisions in Norway: Causes, locations, risk and data quality. NINA Report 1806. Norwegian institute for nature research.

Over the last decades the number of wildlife-vehicle collisions have increased drastically, causing large economic and material costs, injuries, casualties and poor animal welfare. The extent of deer-vehicle collisions makes this one of the biggest nature management challenges of our time.

The increase in wildlife-vehicle collisions is closely connected to increased population densities of cervids, but also to increased speed limits and traffic loads, and expansion of road- and rail-road networks. The number of collisions is stable despite large public measures to reduce them. For some species, such as roe deer and red deer, collisions are even increasing. Knowledge about drivers behind collisions and what characterizes areas with high accident numbers is therefore crucial.

Moose-vehicle collisions, with their large costs both in terms of economy and injuries, have received most attention. However, focus on single species is not sufficient when trying to identify the underlying factors behind collisions. Both behavior and distribution locally and nationally differ for the different cervid species, which will affect the risk of collisions across the road network. A comparative approach allows for disentangling of factors connected to population density and animal behavior, and factors connected to traffic, which is crucial to increase the precision of risks and warnings. It also allows for targeting areas with increased risk for several species.

The aim of this study is to identify factors characterizing areas with frequent deer-vehicle collisions, focusing on moose, red deer and roe deer. We investigated how population density, land-cover, snow depth and road type affected the risk of collision for the different species, and how these factors interact with season (summer/winter). We estimated single-species models investigating these factors in detail, but also multispecies models where the variation in risk of collision between species can be measured explicitly. The models were used to build risk maps for the entire Norwegian public road network. Finally, we discuss the data quality of the different deer-vehicle collision databases available.

Our models show a complex pattern of drivers behind deer-vehicle collisions, where the landscape variables affect the collision risk differently between species and between seasons. Deer population density was the strongest driver behind the spatial variation in collision risk for all species, with a positive relationship between risk and density. Landscape affected the species differently. Drivers behind collision risk were more similar for moose and red deer, who move over larger areas, than compared with roe deer, who are more stationary. While moose and red deer experienced increased risk in areas with higher proportions of forested and agricultural habitats, roe deer collision risk was higher in areas with large proportions of human settlements. Collision risk was higher for moose and roe deer, but not for red deer, in municipalities with higher snow levels. The core area for red deer is in the western part of Norway, with coastal climate and precipitation often falling as rain, which can cause this relationship. The effect of road type was more consistent between species. The largest roads ("Riksveg" and "Eurpoaveg")

had the highest collision risk, whereas collision risk on regional roads (“Fylkesveg” and “Kommunal veg”) were lower. This pattern probably reflects traffic load and speed limits, but also effective measures against collisions, which are usually more common along larger roads such as Europaveg.

The maps showing relative risk of deer-vehicle collisions for all public roads across Norway predicts higher risk of collisions in the areas where observed collision density is high. This indicates that our models are useful tools when deciding the best locations for measures to reduce deer-vehicle collisions.

Inger Maren Rivrud, Norwegian institute for nature research, Gaustadalléen 21, 0349 Oslo, Norway. inger.rivrud@nina.no

Christer M. Rolandsen, Geir Rune Rauset, Mikkel Kvasnes, Erling J. Solberg, Norwegian institute for nature research, P.O. Box 5685 Torgarden, 7485 Trondheim, Norway. christer.rolandsen@nina.no

Atle Mysterud, Universitetet i Oslo, P.O. Box 1066 Blindern, 0316 Oslo, Norway. atle.mysterud@ibv.uio.no

Innhold

Sammendrag	3
Abstract	5
Innhold	7
Forord	9
1 Innledning	10
2 Materiale og metode	13
2.1 Datagrunnlaget.....	13
2.1.1 Hjorteviltregisteret.....	13
2.2 Modellering av risiko for påkjørsel.....	14
2.3 Tilfeldige kontrollpunkter for modellering og regulære punkter for predikering.....	15
2.3.1 Kontrollpunkter – modell for hele Norge	15
2.3.2 Kontrollpunkter – flerartsmodell	16
2.3.3 Regulære punkter for kartprediksjoner av påkjørselsrisiko	16
2.4 Miljøvariabler.....	16
2.4.1 Habitatkart	16
2.4.2 Hjortevilttetthet.....	17
2.4.3 Vegbase	18
2.4.4 Snødybde	18
2.4.5 Sesong	18
2.5 Statistiske analyser	19
2.5.1 Modellutvikling og modellseleksjon.....	19
2.5.2 Modellprediksjoner i kart.....	19
2.5.3 GIS-analyser	20
3 Resultater	21
3.1 Deskriptiv statistikk - på kollisjonsstedet	21
3.2 Modellering av risiko for påkjørsel av elg, hjort og rådyr.	22
3.2.1 Modell for hele Norge	22
3.2.1.1 Risikomodell for elg.....	22
3.2.1.2 Risikomodell for hjort	24
3.2.1.3 Risikomodell for rådyr	25
3.2.2 Modell for hele Norge uten vilttetthet	26
3.2.3 Lokal risikomodell for utvalgte kommuner med påkjørsler av alle arter	27
3.3 Modellprediksjoner	28
3.3.1 Modellprediksjoner - modell for hele Norge	28
3.3.1.1 Elg.....	28
3.3.1.2 Hjort	31
3.3.1.3 Rådyr	33
3.3.2 Modellprediksjoner - flerartsmodell.....	35
4 Diskusjon	38
4.1 Komparative analyser av påkjørselsrisiko	38
4.1.1 Modell for hele Norge	38
4.1.1.1 Sesong.....	38
4.1.1.2 Vilttetthet.....	38
4.1.1.3 Landskapsvariabler.....	39
4.1.1.4 Snødybde	41

4.1.1.5 Vegkategori.....	42
4.1.2 Modell for alle tre arter - flerartsmodellen	43
4.1.3 Risikofordeling over vegnettet	44
4.2 Datakvalitet	45
4.2.1 Registreringer i de ulike databasene og anvendbarhet	46
4.2.2 Datakvalitet i HVR - utvikling over tid og status pr. i dag	46
4.2.3 Datakvalitet og anvendbarhet	48
5 Referanser.....	49
6 Vedlegg.....	54

Forord

Rapporten er skrevet med støtte fra viltfondet, Miljødirektoratet. Bakgrunnen for prosjektet var et ønske om å gjøre en romlig analyse av hjortevilt påkjørsler registrert i Hjordtevilregisteret, herunder for første gang presentere en komparativ studie av hvor elg, hjort og rådyr påkjøres i forhold til fordelingen av grove arealklasser som skog, jordbruk og bebyggelse.

Vi er takknemlig for økonomisk støtte til prosjektet fra Miljødirektoratet.

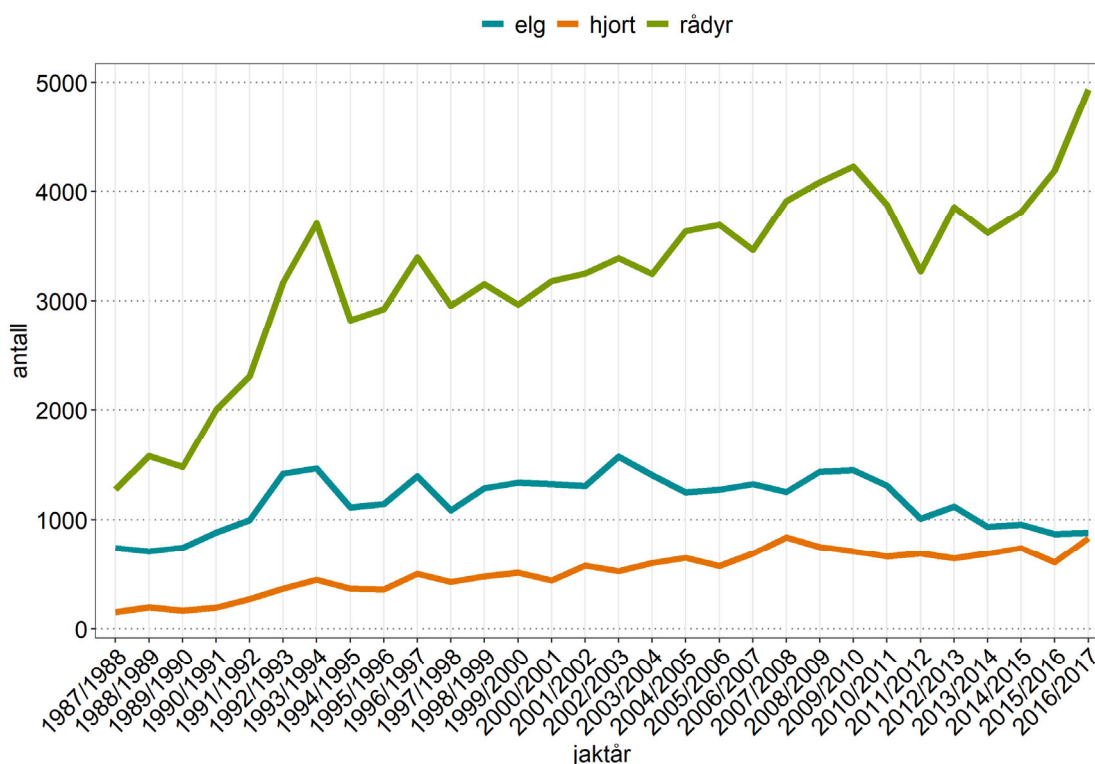
April, 2020

Christer M. Rolandsen og Inger Maren Rivrud

1 Innledning

I perioden fra 1970 til starten av 2000-tallet var det en betydelig økning i antall viltpåkjørsler, spesielt for hjortevilt (Solberg et al. 2009). Disse påkjørslerne kan ha store kostnader, både i form av materielle skader, utrygghet, personskader og dødsfall, samt store konsekvenser for dyrevelferden (Solberg et al. 2009). Det store omfanget og de sosialøkonomiske konsekvensene gjør hjorteviltpåkjørsler til en av de største utfordringene for viltsforvaltningen. Følgelig er en reduksjon i antall viltpåkjørsler blitt markert som ett av ni fyrtårn i Miljødirektoratets (tidligere Direktoratet for naturforvaltning) strategi for forvaltning av hjortevilt (Direktoratet for naturforvaltning 2009).

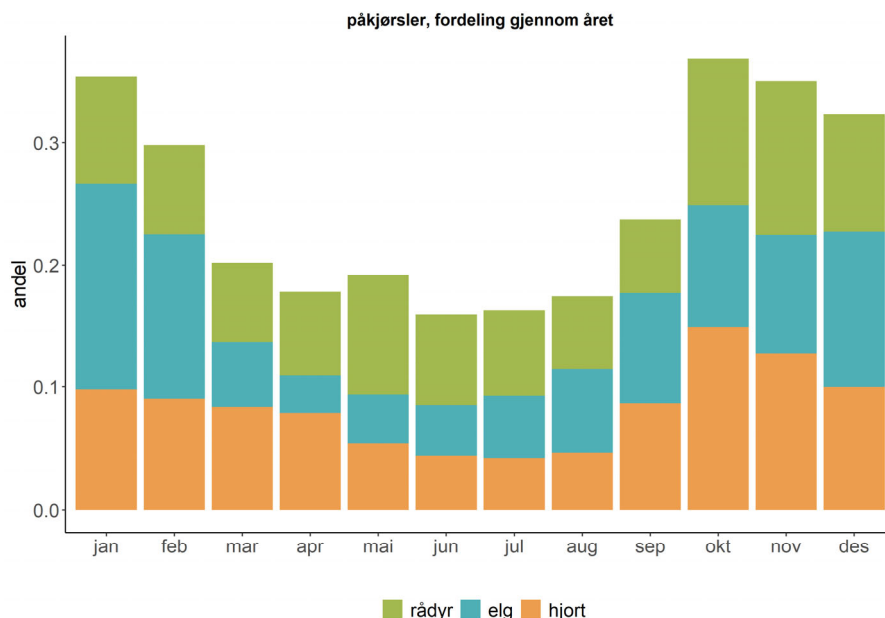
Den generelle økningen i viltpåkjørsler de siste tiårene har en klar sammenheng med økt tetthet i hjorteviltbestandene, men også høyere hastigheter, økt trafikkintensitet og utbygging av veg- og jernbanenettet (Mysterud 2004, Rolandsen et al. 2011). Utbyggingen av vegnettet skaper fragmentering av landskapet, som igjen fører til at hjortevilt må krysse veger oftere når de beveger seg. Til tross for betydelig offentlig innsats for å redusere antall ulykker de siste tiårene (Thøger-Andersen 2012), hovedsakelig i form av viltgjerd, viltoverganger, skilting, føring og vegetasjonsrydding, har antall hjorteviltulykker holdt seg relativt stabilt over en lengre periode, men med noe ulik utvikling mellom arter (**Figur 1**; www.ssb.no). Man kan dermed spørre seg om et høyt antall viltpåkjørsler er uunngåelig med våre tette viltstammer og utstrakte bilisme, eller om det er utilstrekkelig kunnskap om tiltak og lokalisering av disse som ligger til grunn for det høye antallet påkjørsler.



Figur 1. Antall påkjørsler av elg, hjort og rådyr fra 1987-2017. Tallene er hentet fra Statistisk Sentralbyrå (www.ssb.no), og representerer kun vilt som har mistet livet under påkjørsel eller ettersøk.

Mye av forskningen på viltpåkjørsler de senere årene har fokusert på elg (se f.eks. Niemi et al. 2017, Rolandsen et al. 2010, Rolandsen et al. 2011, Storaas et al. 2005). Elgen har vært et naturlig fokuspunkt, da den med sin størrelse og betydelige kroppsvekt kan forårsake store personskader og i noen tilfeller også død, og det er følgelig knyttet høye kostnader til elgpåkjørsler (Seiler 2005). Énartsfokus er likevel ikke tilstrekkelig om man ønsker å identifisere de underliggende årsakene til viltpåkjørsler og å kartlegge farlige vegstrekninger. For å øke kunnskapen må vi studere flere arter, da artene gjerne har ulike adferdsmønstre, ulik fordeling i landskapet, og ulik utbredelse nasjonalt. En mer helhetlig tilnærming til hva som øker risikoen for hjorteviltpåkjørsler er derfor avgjørende for å øke presisjonen i risikovarslene og muligheten til å sette inn gode tiltak på riktig sted. Med økt flerartsfokus kan vi også vurdere om tiltak i større grad enn i dag bør iverksettes der vi kan redusere antallet påkjørsler for flere arter samtidig. En sammenlikning av arter kan også gi oss bedre forståelse av hvordan bestandstetthet og adferd relativt til trafikkbildet og menneskelige faktorer påvirker påkjørselsfrekvensen.

Trendene i antall viltpåkjørsler har nær sammenheng med bestandstettheten av hjortevilt. Fordeling og tetthet av de ulike hjorteviltartene varierer lokalt og nasjonalt, og gjennom året. Mange hjort og elg trekker mellom sommer- og vinterområder (Bunnefeldt et al. 2011, Mysterud et al. 2011). Sommerområdene ligger ofte høyere i terrenget eller i innlandet, mens vinterområdene ofte befinner seg i lavereliggende områder eller ved kysten (Mysterud et al. 2011, Rolandsen et al. 2017). Av den grunn vil sommerområdene som oftest også ha lavere vegtetthet og trafikkvolum enn vinterområder. For eksempel befinner mange viktige vinterområder seg i dalbunnene der mange større veger er lokalisert, og i tillegg vil mange vinterområder ha høye konsentrasjoner av dyr da både trekkende og stasjonære individer oppholder seg der gjennom vinteren. Fordi trekkende individer beveger seg over større områder, vil også sannsynligheten for å krysse veger øke (Meisingset et al. 2018).



Figur 2. Sesongvariasjoner i påkjørsler av elg, hjort og rådyr vist som andelen påkjørsler per måned for hver art. Data er fra jaktårene 2012/2013 til 2016/2017.

Rådyret har til sammenlikning et mindre omfattende sesongtrekk og er gjennom hele året mer knyttet til kulturlandskapet (Mysterud 1999, Mysterud et al. 2012). Det betyr at ikke bare tetthet, men også dyrenes adferd og områdebruk påvirker risikoen for påkjørsler gjennom året.

Antallet viltulykker fordelt på måned antyder en høyere risiko for påkjørsler vinterstid (oktober-mars; figur 2; Solberg et al. 2009). Dette er delvis en konsekvens av økt hjortedyrtetthet i trafikkfette områder, men også fordi vær og klima påvirker adferden i vinterområdene. Tidligere studier har vist at antallet påkjørsler øker i år med store snømengder, lengre vintre og lavere temperatur (Gundersen & Andreassen 1998, Mysterud 2004, Rolandsen et al. 2011). Store snømengder er energikrevende å bevege seg i, og gjør det vanskeligere å finne mat. Dette fører gjerne til at dyrene forflytter seg til mer snøfattige områder, og økt bruk av arealene tett på større vegger og jernbanen.

For å øke kunnskapen rundt viltpåkjørsler, risiko og tiltak, er det viktig med tilgang til et godt datagrunnlag. I Norge har vi lange tradisjoner for innsamling av slike data, som i Hjorteviltregisteret (www.hjorteviltregisteret.no), STRAKS ulykkesregister (www.vegvesen.no), Rovbase (www.rovbase.no) og Statistisk Sentralbyrå (www.ssb.no). Det er imidlertid flere faktorer som kan påvirke dataenes kvalitet og mulighetene for fremtidig bruk. Gode analyser krever som et minimum nøyaktig stedsangivelse, dato og art, og at alle enkelthendelser faktisk blir registrert – noe som ikke alltid er tilfelle. For eksempel blir kun viltpåkjørsler som forårsaker personskader registrert i STRAKS ulykkesregister, og kun påkjørsler som medfører at dyret dør blir registrert i SSB. Hjorteviltregisteret har en bredere tilnærming ved at alle påkjørsler uansett utfall skal registreres, men det blir ikke registrert om ulykken medførte personskader. Vi vet heller ikke hvorvidt den samme hendelsen registreres med samme nøyaktighet i de ulike databasene. Dette har bedret seg de senere årene ved at Hjorteviltregisteret nå er utgangspunktet for kommunenes rapportering til SSB, men det er ingen rutiner for kobling av data om viltpåkjørsler i Hjorteviltregisteret og i STRAKS ulykkesregister. Dette reduserer muligheten for å analysere risiko for personskade sammen med påkjørselsrisiko.

Det overordnede målet med denne rapporten har vært å øke kunnskapen om hva som kjenner seg ut som områder som er sterkt belastet med viltpåkjørsler i Norge. Dette har vi gjennomført som en komparativ analyse av hvilke landskapsfaktorer som særpreger/kjennetegner områder med gjentatte påkjørsler av rådyr, hjort og elg, og i hvilken grad bestandstetthet, snømengde, trafikkbelastning og fart påvirker dette forholdet. Vi har også analysert kvaliteten på datagrunnlaget i de ulike databasene og gir en beskrivelse av kriteriene for hvilke hendelser som registreres. Basert på disse analysene viser vi i kartformat fordelingen av påkjørselsrisiko for de ulike artene over hele det offentlige vegnettet og i utvalgte områder. Slike kart kan benyttes til å avgjøre hvor det er fornuftig å sette inn tiltak for å begrense antallet hjorteviltpåkjørsler i Norge.

2 Materiale og metode

2.1 Datagrunnlaget

2.1.1 Hjorteviltregisteret

Hjorteviltregisteret (www.hjorteviltregisteret.no) er Miljødirektoratets nasjonale database for registrering og lagring av jaktdata fra hjortevilt, samt data fra fallvilt av ulike arter, herunder viltpåkjørsler. Kartfestet fallvilt registreres som hovedregel av kommunenes viltansvarlige, eller direkte av ettersøkspersonell som utfører det praktiske arbeidet på oppdrag fra kommunen. Det er anledning til å registrere både påkjørsler som ender med at dyret dør, og tilfeller der dyret ikke blir gjenfunnet eller friskmeldes. Av disse er det kun hendelser med bekreftet dødelig utgang som rapporteres videre til SSB og blir en del av den offisielle fallviltstatistikken. Den årlige rapporteringen av fallvilt til SSB følger jaktåret (1. april-31. mars).

I skjema for registrering av fallvilt i Hjorteviltregisteret, kan det fylles inn data om en rekke variabler med relevans for trafikkpåkjørte dyr: Art, kjønn, alderskategori, slaktevekt, kjøretøytype, utfall for dyret (død, avlivet, friskmeldt mm.), dato og tidspunkt for påkjørsel, stedsangivelse med koordinater og anslått nøyaktighet, vegkategori og føre-, veg- og lysforhold mm. Dette er verdifulle data i analyser av påkjørselsrisiko, men i hvor stor grad og hvor nøyaktig data er utfyllt kan variere.

I jaktårene mellom 1987 og 2017 ble det registrert totalt 97 957 viltpåkjørsler i Hjorteviltregisterets fallviltregister, fordelt på artene elg (26 567), hjort (12 685), rådyr (54 420), villrein (38), grevling (1 926), oter (827), rev (1 063), villsvin (19) og ikke artsbestemte hjortedyr (412). I våre analyser er tidfesting og geografisk posisjon av påkjørsler viktig informasjon, og vi fjernet derfor alle påkjørsler med manglende data for disse variablene (19 280 påkjørsler). I tillegg fjernet vi påkjørsler med motorsyssel, påkjørsler av andre arter enn elg, hjort og rådyr, duplikater, og påkjørsler med åpenbare feil i stedsangivelsen (>100 meter fra en offentlig veg), jf. **Tabell 1**. Endringer av veger, bygging av hus og omdisponering av arealer er en kontinuerlig prosess i dagens samfunn. Vi valgte derfor å begrense datasettet til perioden mellom jaktårene 2012/2013 og 2016/2017), da vi hadde oppdaterte grunnlagsdata for veger og miljøvariabler for denne perioden. Dette resulterte i et datasett bestående av 39 457 viltpåkjørsler (**Tabell 1**).

Som vist i **Figur 3** er det stor geografisk variasjon i hvor påkjørsler inntreffer, og at dette for en stor del sammenfaller med bestandstettheten (felt vilt per km²) av de ulike artene (**Figur 4**). For eksempel er det høy påkjørselsfrekvens av hjort på Vestlandet, hvor tettheten av hjort er høy, mens det motsatte er tilfelle for elg og rådyr. Samtidig finner vi i deler av landet relativt høy påkjørselsfrekvens av alle arter (**Figur 3**). Fordi vi ønsket å undersøke eventuelle mellomartsforskjeller i den romlige fordelingen av påkjørselsrisiko, valgte vi ut enkelte områder for spesifikke analyser. Dette delsettet av data bestod av 18 kommuner med minst 10 individer av hver art påkjørt i studieperioden (**Tabell 1 og vedlegg 1**). Kommunene befant seg primært i nordlige deler av Gudbrandsdalen, sør i Trøndelag og øst i Romsdalen. I fortsettelsen benevnes modellene for hele Norge der fullt datasett benyttes, som «artsvisse modeller» eller «modell for hele Norge», og modellen basert på utvalgte kommuner med minst 10 påkjørsler av hver art for «flerartsmodell».

Tabell 1. Antall påkjørsler fjernet (punkt 1-7) fra det originale datasettet fra Hjorteviltregisteret (HVR; 97 957 påkjørsler) før modellering av kollisjonsrisiko for elg, hjort og rådyr, og totalt antall påkjørsler brukt i modell for hele Norge og i flerartsmodellen. Datasettet brukt i risikomodellene for alle kommuner bestod av 39 457 påkjørsler av elg (9 248), hjort (5 649) og rådyr (24 560) for jaktårene 2012/2013 - 2016/2017. For flerartsmodellen bestående av kommuner med 10 eller fler påkjørsler av hver art (18 kommuner), var datagrunnlaget 3 328 påkjørsler i samme periode, fordelt på elg (776), hjort (551) og rådyr (2 001).

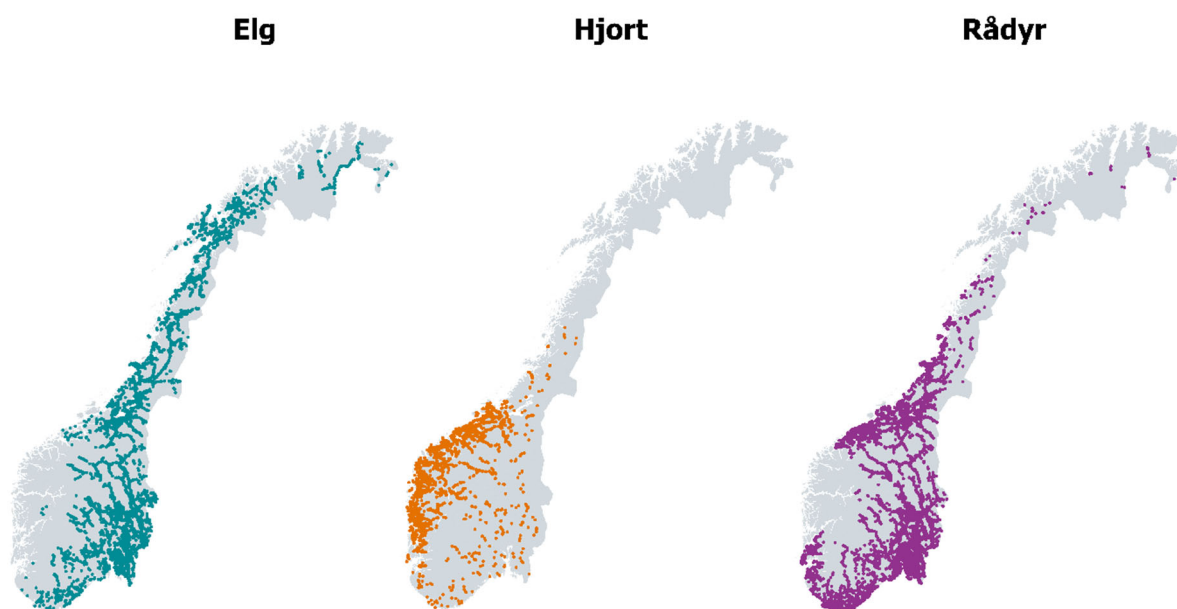
	Antall påkjørsler
HVR påkjørsler – utgangspunkt	97957
1. Antall påkjørsler uten posisjon og tid, samt feil tid	19280
2. Antall påkjørsler med motorsykkel	269
3. Antall påkjørsler av arter utenfor tema	3243
4. Antall duplikater	835
5. Antall påkjørsler med feil stedsangivelse (koordinater)	1329
6. Antall påkjørsler før 2012/2013	33544
Datasett brukt i modell for hele Norge	39457
7. Antall påkjørsler i kommuner med færre enn 10 påkjørsler av hver art	36129
Datasett brukt i flerartsmodell	3328

2.2 Modellering av risiko for påkjørsel

For å beregne risiko for påkjørsel brukes ofte tilsvarende modeller som ved modellering av habitatsелеksjon (Boyce et al. 2002, Manly et al. 2002). Felles for begge er at den relative sannsynligheten for en hendelse modelleres, mens begrepene som benyttes (risiko vs. seleksjon) er forskjellige.

Formålet er å beregne romlig variasjon i risiko for påkjørsel av de ulike artene basert på et sett med posisjoner for påkjørsel av hjortevilt (observasjoner) langs offentlige veger i Norge. For å beregne romlig risiko må vi se observasjonene i sammenheng med hva som er tilgjengelig av areal langs vegene (dvs. posisjoner der påkjørselen kunne skjedd). Dette kan gjøres ved å generere et sett med tilfeldige punkter langs vegaksene for så å sammenligne de tilfeldige punktenes egenskaper med påkjørsellokalitetenes egenskaper. Et slikt modell-design benevnes ofte som «bruk-tilgjengelighet» design, og viser til at vi har et sett med observasjoner («bruk», betegnet som 1) og et sett med kontrollpunkter («tilgjengelighet», tilfeldige punkter, betegnet

som 0). For hver enkelt observasjon og kontrollpunkt henter vi så ut informasjon om miljøegenskaper som kan ha betydning for om hendelse inntreffer, og som vi ønsker å undersøke. Dette kan være data knyttet til vegetasjon, fenologi (plantenes vekstutvikling), topografi, geologi og lignende. Deretter estimerer vi parametere for de ulike miljøvariablene med en logistisk regresjon, som er godt egnet for å analysere responsvariabler med to utfall (binær responsvariabel). I dette tilfellet er utfallene nettopp binære; påkjørsels-lokasjoner er gitt verdien 1 og kontrollpunkter er gitt verdien 0. De estimerte parameterverdiene (β_n) fra den logistiske modellen tilsvarer den relative risikoen for en hendelse (i dette tilfellet risiko for påkjørsel) på logaritmisk skala. Ved habitatmodellering benevnes ofte parameterestimatene (β_n) for seleksjonskoeffisienter (Boyce m.fl. 2002). Vi kaller dem her risikokoeffisienter. De kan i neste steg bli brukt til å predikere relativ risiko for påkjørsel langs offentlige veger i Norge.



Figur 3. Fordeling av påkjørsler for elg, hjort og rådyr i Norge. Data fra Hjorteviltregisteret i jakt-årene 2012/2013 – 2016/2017.

2.3 Tilfeldige kontrollpunkter for modellering og regulære punkter for predikering.

2.3.1 Kontrollpunkter – modell for hele Norge

Observasjonene våre er hjortevilt påkjørsler på offentlig veg i Norge (jf. **Figur 3**). I tillegg genererte vi omkring 400 000 kontrollpunkter, tilfeldig plassert langs offentlige veger i Norge (kommunale veger, fylkesveger, riksveger og europaveger). Totalt utgjør dette ca. 10 kontrollpunkter per observasjon. I modelleringen valgte vi imidlertid å begrense antallet kontrollpunkter til 5 per påkjørsel. Valg av antall kontrollpunkter er en avveining mellom å ha tilstrekkelig antall kontrollpunkter per observasjon og det å ha så mange at tiden det tar å estimere modellene tar lang tid, men

uten å tilføre modellene styrke (Northrup et al. 2013). Mest vanlig er det med 3-5 kontrollpunkter per observasjon i generelle «bruk-tilgjengelighet» modeller (Manly et al. 2002, Northrup et al. 2013). I vårt tilfelle tok vi et tilfeldig uttrekk av kontrollpunkter som resulterte i 5 kontrollpunkter per påkjørsel, eller 197 285 kontrollpunkter totalt. Den tilfeldige fordelingen av kontrollpunktene resulterer i at antallet punkter innenfor en kommune eller et fylke er en funksjon av hvor mange kilometer med offentlige veg det er i kommunen eller fylket. Det betyr at det ble generert kontrollpunkter i alle de 426 kommunene i landet selv om det i vårt datasett (jf. **Tabell 1**) har vært påkjørsler av hjortevilt i kun 380 kommuner. Med en slik fordeling av kontrollpunkter kan vi få en grov oversikt over hvor i landet det er påkjørsler.

2.3.2 Kontrollpunkter – flerartsmodell

For utvikling av flerartsmodellen benyttet vi stort sett den samme tilnærmingen som over, men fordi flerartsmodellen kun har påkjørsler fra 18 kommuner, begrenset vi kontrollpunktene til å være innenfor de samme kommunene. Av de ~400 000 kontrollpunktene vi hadde generert tilfeldig langs offentlige veger i Norge lå 16 117 innenfor de aktuelle kommunene. Dette tilsvarer ca. 4.8 kontrollpunkt per påkjørsel. Grunnen til at det er færre enn 10 kontrollpunkt per påkjørsel i disse kommunene, er at utvalget består av kommuner med relativt få kilometer med offentlig veg sammenlignet med en gjennomsnittskommune. I flerartsmodellen benyttet vi 4 kontrollpunkter per påkjørsel ved å ta et tilfeldig uttrekk fra alle aktuelle kontrollpunkter. Dette resulterte i 12 312 kontrollpunkter.

2.3.3 Regulære punkter for kartprediksjoner av påkjørselsrisiko

I tillegg til kontrollpunkter genererte vi et vektordatasett med 483 716 regulære punkter med 200 meters mellomrom langs alle vegaksene inkludert i studien (Norges offentlige veger). Deretter knyttet vi hvert enkelt punkt til de samme miljøvariablene som observasjonene og kontrollpunktene. Basert på modellenes parameterestimater kunne vi så predikere påkjørselsrisiko ved å bruke datasettet med regulære punkter, dvs. vi lager prediksjoner som beskriver relativ risiko for påkjørsel for hver 200 meter av alle offentlige veger i Norge. I modellen for hele Norge brukte vi alle de regulære punktene, dvs. vi predikerte påkjørselsrisiko for hele Norges offentlige vegnett, mens vi for flerartsmodellen kun predikerte påkjørselsrisiko for vegnettet innenfor de aktuelle kommunene.

2.4 Miljøvariabler

Observasjoner og kontrollpunkter ble slått sammen til ett datasett for utvikling av risikomodeller. Datasettet med regulære punkter langs vegaksene er kun et prediksjonsdatasett for de endelige modellene for hver art, og brukes ikke i selve modelleringen. Påkjørselspunktene og kontrollpunktene i modelldatasettet og de regulære punktene ble knyttet sammen med miljøvariabler, bestandstetthet og vegdata for å analysere effekten av ulike forhold på påkjørselsrisiko.

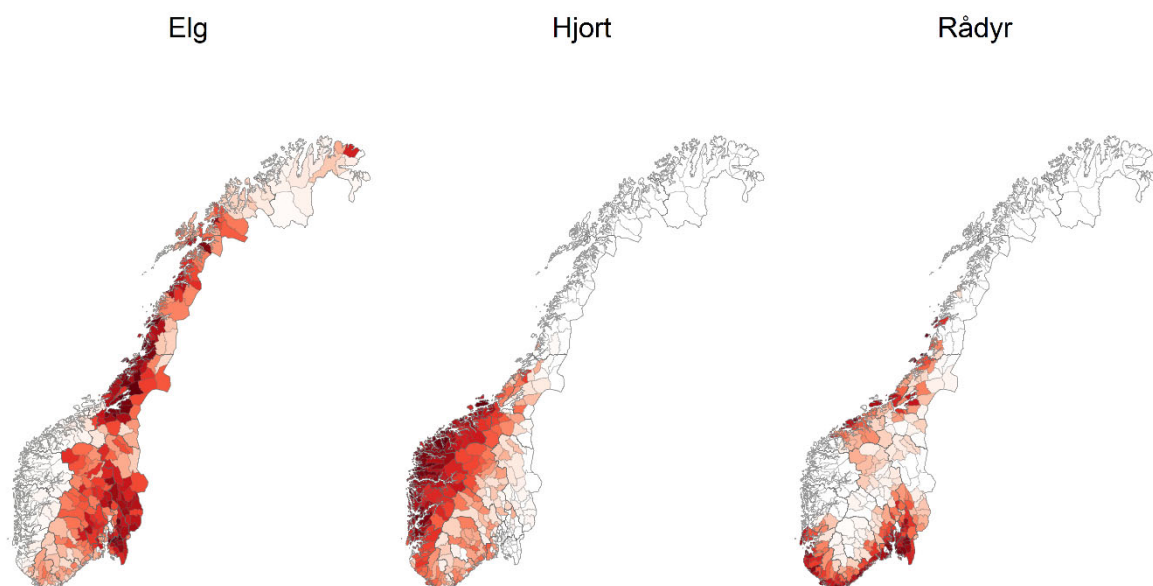
2.4.1 Habitatkart

Vi genererte buffere (radius = 100 m og radius = 1000 m) for alle punkter og hentet ut arealinformasjon i m² for alle arealtypene i arealressurskart i målestokk 1:5000 (arealressurskart AR5 2012, Statens kartverk). Vi slo sammen relevante areal typer (vist i parentes) slik at vi satt igjen med 8 arealkategorier: jordbruksarealer (fulldyrka jord, overflatedyrka jord og innmarksbeite), skog, bebyggelse, samferdsel, alpin (åpen fastmark og isbre), myr, vann (ferskvann, hav) og ukjent (ikke kartlagte områder). Disse kategoriene ble brukt i deskriptiv statistikk for å vise fordelingen av påkjørsler mellom arealkategorier for de ulike artene. For å begrense modellens kompleksitet valgte vi kun å inkludere tre arealkategorier i analysene; jordbruksarealer, skog, og

bebyggelse. Før analysering beregnet vi andelen (en verdi mellom 0 og 1) av arealkategoriene innenfor bufferen. Vi sammenlignet korrelasjonen mellom forekomsten av arealkategoriene innenfor buffere med radius 100 og 1000 meter, og la dette til grunn for valg av buffersone som ble benyttet i modellene (se **kap 3.1**). Korrelasjonen var høy (>0.5). Vi gikk derfor videre med andelen arealkategorier innenfor en buffer på 100 meter, da den kortere avstanden i større grad kan knyttes til påkjørselspunktet og kontrollpunktene på grunn av nærhet til veg.

2.4.2 Hjortevilttetthet

Bestandstetthet av vilt i et område er kjent som en viktig påvirkningsfaktor bak risiko for påkjørsel (Mysterud 2004, Rolandsen et al. 2011, Solberg et al. 2009). Det foreligger per nå ingen presise bestandstall for elg, hjort og rådyr, men antall felte dyr fra jaktstatistikken er en relativt god indikator på bestandstetthet. Bestandstetthet varierer naturlig over tid og viltforvaltningen og jegerne responderer ofte litt forsinket på endringer i bestandstetthet (Fryxell et al. 2010, Ueno et al. 2014). Vi valgte derfor å bruke gjennomsnittlig antall felte dyr per km² over de siste fem år som tetthetsindeks heller enn å benytte årlige fellingstall. Vi lastet ned nasjonal fellingsstatistikk på kommunenivå fra SSB og beregnet gjennomsnittlige antall felte hjortevilt for jaktårene 2012/2013 til 2016/2017 (**Figur 4**). Felte vilt per km² ble så estimert basert på tellende areal for tildeling av fellingskvoter. Tellende areal for elg, hjort og rådyr jf. Hjorteviltforskriften, er produktiv og uproductiv skog og arealer av myr under tregrensen, men også innmark, vierområder eller lignende som er av betydning for viltet kan regnes inn. Det er viktig å merke seg at fellingsstatistikken for rådyr ikke er av like god kvalitet som for elg og hjort, da den fra flere kommuner mangler helt eller delvis. Også fordi nøyaktige tall ikke oppgis av SSB i kommuner med mellom 0 og 30 dyr felt på grunn av personvern.



Figur 4. Tetthetsindeks for elg, hjort og rådyr i perioden 2012-2017. Sterkere rødfarge tilsvarer høyere tetthet. Det er verdt å merke seg at gradienten i kartene er relative for hver art.

2.4.3 Vegbase

Blant de offentlige vegene i Norge er det fire hovedkategorier: 1) kommunale veier, 2) fylkesveier, 3) riksveier og 4) europaveier. Denne inndelingen er i utgangspunktet knyttet til hvem som bærer ansvaret for bygging, vedlikehold og drift, men inndelingen kan også brukes som en grov kategorisering av trafikkvolum, hastighet og trafikksikkerhetstiltak. Det er imidlertid verdt å merke seg at dette er en svært grov inndeling og man kan forvente mye variasjon innenfor kategoriene. For eksempel kan fylkesveier være både små og store veier med varierende trafikkmengde og hastighetsregulering. Denne variasjonen vil være vanskelig å fange opp i en slik modell som utvikles her, men til tross for dette kan vegkategori brukes som en grov indikator på faktorene nevnt over. Vi brukte kartverkets vegbase for å hente ut informasjon om type veg for alle punkter. Antallet av hver type er beskrevet i **vedlegg 2** og **3**.

2.4.4 Snødybde

Det er fra tidligere kjent at snødybde er en viktig forklaringsfaktor for det temporale mønsteret i påkjørsler av hjortevilt i Norge (Mysterud 2004, Rolandsen et al. 2011). Fokuset i dette studiet er på de romlige mønstrene i viltpåkjørsler, samt å sammenligne hva som påvirker påkjørselsrisikoen for de tre artene. Vi benytter derfor et mål på snødybde som fanger opp den romlige variasjonen i snødybde mellom kommuner. Basert på kart med beregnet daglig snødybde på et raster med romlig oppløsning på 1×1 kilometer (www.nve.no, www.met.no), aggregert til gjennomsnittlige månedlige verdier, beregnet vi gjennomsnittlig snødybde i kommunene for oktober-april i perioden 2012 til 2016. Vi beregnet ett gjennomsnitt for hele kommunens areal og ett for kommunens areal under tregrensen. Da artene vi studerer i hovedsak bruker områder under tregrensen i vinterhalvåret (Mysterud 1999, Mysterud et al. 2011, Rolandsen et al. 2017), benyttet vi gjennomsnittlig snødybde under tregrensen i analysene. I modellene benyttet vi denne variabelen til å undersøke variasjonen i viltpåkjørsler mellom kommuner med generelt mye snø og kommuner med generelt lite snø. Snøvariabelen kan også til en viss grad knyttes til en høydegradient og en kyst-innlandgradient, da nedbør i større grad vil falle som snø med økende høyde over havet og ved økende avstand fra kysten.

2.4.5 Sesong

Variasjonen i påkjørselshyppigheten gjennom året kan skyldes ulike forhold, som virker sammen eller isolert. For eksempel vil den generelle tettheten av hjortevilt reduseres gjennom jakt slik at antallet er lavere på vinteren enn på sommeren. Samtidig vet vi at det foregår sesongmessige trekk som kan endre den romlige fordelingen av hjortevilt fra sommer til vinter (Bunnefeldt et al. 2011, Mysterud et al. 2011). De fysiske kjøreforholdene påvirker risiko for påkjørsel og det samme gjør dyrenes aktivitetsmønstre – der toppene i aktivitet er under demring og skumring og styres av daglengden. Begge disse faktorene har derfor en klar sesongvariasjon (Solberg et al. 2009). For å undersøke effekten av sesong laget vi en kategorisk variabel for sesong der vi definerte påkjørsler i perioden april – oktober som «sommer», eller «barmarkssesong», og påkjørsler i november – mars året etter som «vinter», eller «snøsesong». Merk at det i mange kommuner fortsatt vil forekomme snø i sommer/barmarkssesongen, og vi viser derfor prediksjoner for snø under begge sesonger.

Det er viktig å merke seg at analysene benytter statiske verdier på veg- og miljøvariabler. Endringer av veg, bygging av nye hus, og omdisponering av arealer har naturligvis inntruffet i løpet av femårsperioden. Vi har imidlertid ingen grunn til å tro at slike endringer har vært så omfattende at de vil ha vesentlig innvirkning på resultatene.

2.5 Statistiske analyser

2.5.1 Modellutvikling og modellseleksjon

Vi brukte logistiske regresjonsmodeller med tilfeldige effekter (Generalized linear mixed effects models, GLMMs) estimert i statistikkprogrammet R (R Core Team 2018) med pakken «lme4» (Bates et al. 2015) for å beregne påkjørselsrisiko for hjortevilt. Vi utviklet 1) separate modeller for hver art basert på hele datasettet for å estimere relativ risiko for påkjørsel i hele Norge, og 2) en flerartsmodell for å undersøke den romlige fordelingen av påkjørsler mellom artene i kommuner der alle artene er tilstede (18 kommuner med minst 10 påkjørsler av hver art). Felles for begge modellsett var at kommune (her KommunelD) ble benyttet som tilfeldig variabel (random intercept) for å kontrollere for ubalanse i antall påkjørsler og kilometer veg i ulike kommuner. En modell uten kommune som tilfeldig variabel vil være preget av forholdene i kommuner med mange påkjørsler og mange kilometer veg.

I modeller for hele Norge utviklet vi artsspesifikke modeller, der vi vurderte alle lineære kombinasjoner av forklaringsvariabler. I tillegg testet vi for kurvatur i effektene, dvs. ikke-lineære effekter, ved å benytte annengradsfunksjoner (x^2) for kontinuerlige variabler. Videre undersøkte vi om effekten av de ulike variablene på påkjørselsrisiko varierte med sesong ved å inkludere interaksjonen mellom sesong og de øvrige variablene i modellen. For den lokale modellen inkluderte vi også art som forklaringsvariabel, samt interaksjoner mellom art og de øvrige variablene. Vi vurderte ikke bestandstetthet i denne modellen, da datasettet bestod av kommuner med et visst omfang av påkjørsler av hver art og således var det begrenset variasjon i bestandstetthet.

For begge modelltilnærmingene gjennomførte vi modellseleksjon basert på AIC (Akaike Information Criterion). I utgangspunktet er det modellen med lavest AIC som er å foretrekke, men modeller med $\Delta AIC < 2$ anses som statistisk likeverdige modeller (Burnham & Anderson 2002). Modellene som presenteres visuelt og med parameterestimat er modellene med lavest AIC. Predikert relativ påkjørselsrisiko for hver av variablene inkludert i modellene ble vist i figurer ved å predikere påkjørselsrisiko separat for hver variabel. Det vil si at for skog predikeres (sesongavhengig, der interaksjoner er med) påkjørselsrisiko for alle verdier av andel skog innenfor påkjørselspunktet, mens de øvrige variablene holdes på gjennomsnittet. De predikerte verdiene ble videre skalert for hver variabel ved å dele på den høyeste predikerte verdien, slik at den predikerte relative påkjørselsrisikoen varierte mellom 0 og 1.

Som et supplement til modellene for hele Norge ønsket vi å utvikle modeller og prediksjoner for artene der vi ser bort fra effektene av vilttetthet. Disse modellene brukes til prediksjon, da vi for vilttetthet kun har et mål på høsttettheten i modellene, mens tettheten vil variere gjennom året som følge av sesongtrekk, reproduksjon, dødelighet og emigrasjon/immigrasjon. Prediksjoner med tetthet vil derfor gi et bilde av påkjørselsrisiko som på nasjonal skala vil være sterkt preget av vilttetthet, og derfor gjøre det vanskelig å lese ut effekten av de øvrige variablene. Uten vilttetthet i modellene beregner vi en teoretisk risikofordeling som kun er påvirket av landskapsvariabler, snømengde og vegkategori. Disse modellene ble utviklet på samme måte som beskrevet over, men uten at vilttetthet ble inkludert i modellene.

2.5.2 Modellprediksjoner i kart

Vi benyttet de selekterte modellene uten vilttetthet (jf. **kap. 2.2** og **2.5.1**) i kombinasjon med datasettet med regulære punkter til å predikere påkjørselsrisiko på det offentlige vegnettet i Norge (jf. **kap. 3.3**). Den lokale modellen ble benyttet til å predikere påkjørselsrisiko i de 18

kommunene som var inkludert. Det er viktig å merke seg at modellprediksjoner basert på «bruk-tilgjengelighet» modeller gir verdier som beskriver relativ risiko for påkjørsel, og ikke sannsynligheten for påkjørsel. Relativ risiko for påkjørsel kan best tolkes som «potensialet» for påkjørsel på et bestemt sted, gitt forklaringsvariablene. Det betyr at en vegstrekning med en predikert verdi på 0.5 vil ha en lavere risiko for påkjørsel enn en vegstrekning med verdien 0.7. Dette betyr også at ulike modeller ikke kan sammenlignes direkte og at prediksjoner fra ulike modeller ikke kan rangeres mot hverandre. For eksempel vil en vegstrekning med en relativ risiko for påkjørsel av rådyr og elg på henholdsvis 0.5 og 0.9, ikke nødvendigvis bety at det er mindre sannsynlig å kjøre på rådyr enn elg når disse verdiene stammer fra forskjellige modeller. I den lokale modellen der alle artene er med i samme modell, kan vi imidlertid sammenligne estimerte verdier for risiko mellom artene.

Siden det er en glidende overgang mellom de predikerte verdiene fra en modell, er det vanskelig å sette et absolutt punkt for hvor man kan anse risiko for påkjørsel å være høy, middels eller lav. Vi valgte likevel å gjøre en kategorisering av modellprediksjonene der vi delte prediksjonene inn i tre kategorier etter følgende metode: Kategori 1 («Lav risiko») bestod av alle prediksjoner med verdi under gjennomsnittet, kategori 2 («middels risiko») bestod av alle prediksjoner fra og med gjennomsnittet til verdien for gjennomsnitt + 2 × standardavviket, kategori 3 («høy risiko») bestod av alle verdiene fra og med gjennomsnitt + 2 × standardavviket.

2.5.3 GIS-analyser

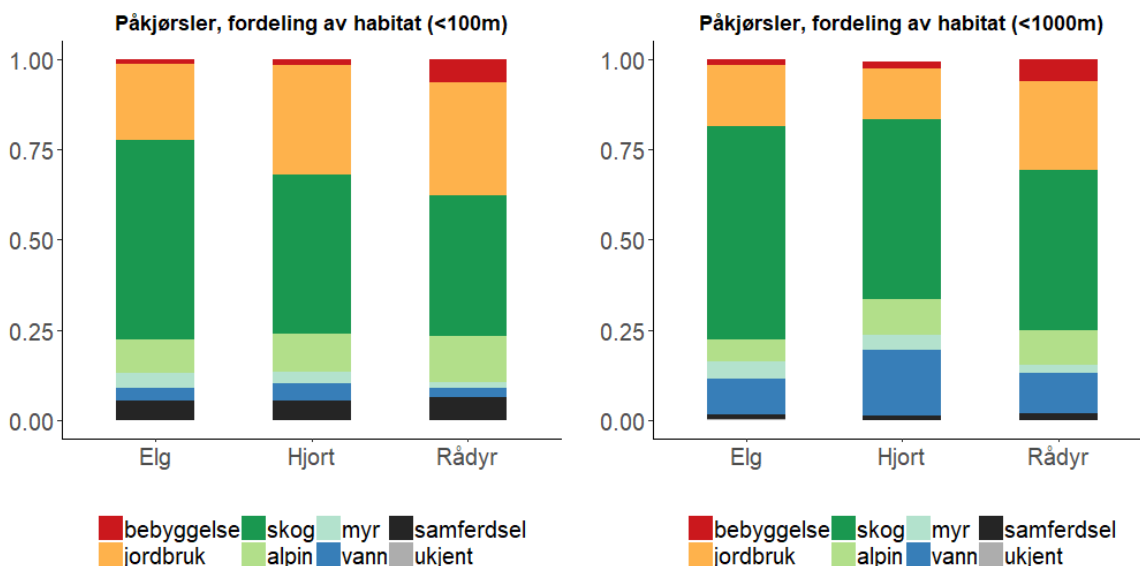
Vi brukte QGIS (QGIS Development Team 2019) til å forberede og presentere kartdata. Dette inkluderte blant annet kontroll av koordinatene som er angitt i Hjorteviltregisterets påkjørseldatabase. Som vi ser i **tabell 1**, er det flere observasjoner som manglet geografisk posisjon, og det var flere observasjoner som var beheftet med feil. Alle disse ble fjernet før statistiske analyser. Vi brukte også QGIS for å generere kontrollpunkter og regulære punkter (prediksjonspunkt). Observasjoner, kontrollpunkter og regulære punkter ble knyttet til miljø- og vegdata gjennom bruk av Postgis i R, med pakken «RPostgres» (Wickham et al. 2019). Alle modellprediksjoner er kalkulert i R, og visualisert på kart produsert i QGIS.

3 Resultater

3.1 Deskriptiv statistikk - på kollisjonsstedet

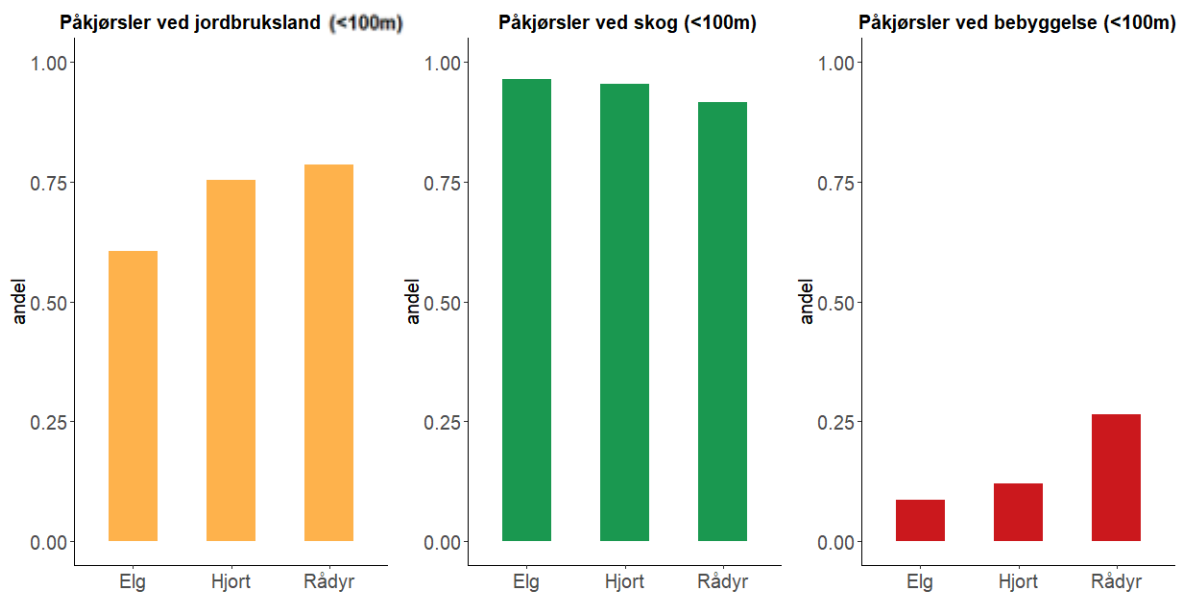
Det var relativt høy korrelasjon mellom andelen av de tre ulike arealkategoriene inkludert i modellene innenfor 100 meter og 1000 meter rundt kollisjonspunktene ($r = 0.58, 0.56$ og 0.70 for henholdsvis jordbruk, skog og bebyggelse). Dette innebærer at der det er høy andel skog, jordbruk eller bebygde områder innenfor en buffer på 100 meter, så er det ofte tilsvarende innenfor en større buffer. Siden korrelasjonen var høy, og et mindre område (radius = 100 m) i større grad kan assosieres med påkjørselspunktet, ble buffer 100 m benyttet i analysene.

Flere forhold kan ha bidratt til at korrelasjonen i andel areal mellom 100 m og 1000 m buffere ikke var høyere. Arealtypen samferdsel (vegbanen) hadde en høyere andel innenfor 100 meter enn innenfor 1000 meter (**Figur 5**). Dette skyldes at påkjørsler nødvendigvis skjer i vegbanen. I **figur 5** kan det også se ut som at andelen skog øker og andelen jordbruksareal minker fra 100 til 1000 meter buffer. Dette skyldes sannsynligvis at jordbruksareal ligger langs veg eller i forbindelse med vegnettet. Når bufferen økes vil den innebefatte mer område lenger fra veg, og andelen utmarksarealer som skog, myr og vann øker.



Figur 5. Gjennomsnittlig fordeling av 8 ulike arealkategorier innenfor 100 og 1000 buffere rundt kollisjonsstedet for elg, hjort og rådyr i perioden 2012 til 2017. Kun bebyggelse, jordbruk og skog ble inkludert i modellene.

Innenfor 100 meter utgjør skog den største arealtypen for alle artene. Rådyr skiller seg fra de øvrige artene, ved at forskjellen mellom skog og jordbruk er mindre. Også bebyggelse utgjør en større andel areal for rådyr, både innenfor 100 og 1000 meter buffere. Som vist i **figur 6** påkjøres rådyr i større grad der det er bebyggelse i nærheten. Innenfor 100 meter fra påkjørselspunktet var det skog i >90 % av tilfellene for alle arter, jordbruksareal i om lag 60 % av tilfellene for elg og i >75 % av tilfellene for hjort og rådyr. 25 % av påkjørslene av rådyr, 12 % av påkjørslene av hjort og <10 % av påkjørslene av elg har bebyggelse innenfor 100 meter fra påkjørselspunktet.



Figur 6. Andel kollisjonspunkter for hver art der det innenfor en 100 meters radius finnes jordbruksarealer, skog eller bebyggelse.

3.2 Modellering av risiko for påkjørsel av elg, hjort og rådyr.

3.2.1 Modell for hele Norge

3.2.1.1 Risikomodell for elg

Tre modeller hadde $\Delta AIC < 2$ og anses som likeverdige modeller (Tabell 2a). Den høyest rangerte modellen for å beskrive risiko for elgpåkjørsel består av elgtetthet, vegkategori, andel bebyggelse, samt annengradsfunksjoner av andel jordbruk, andel skog og gjennomsnittlig snødybde innenfor kommuner. I tillegg var det en interaksjon mellom sesong (sommer/vinter) og vegkategori, bebyggelse, jordbruk, skog og snømengde. Dette antyder at effekten av disse variablene varierer mellom sesonger. Modellestimater for full modell kan sees i **vedlegg 4**.

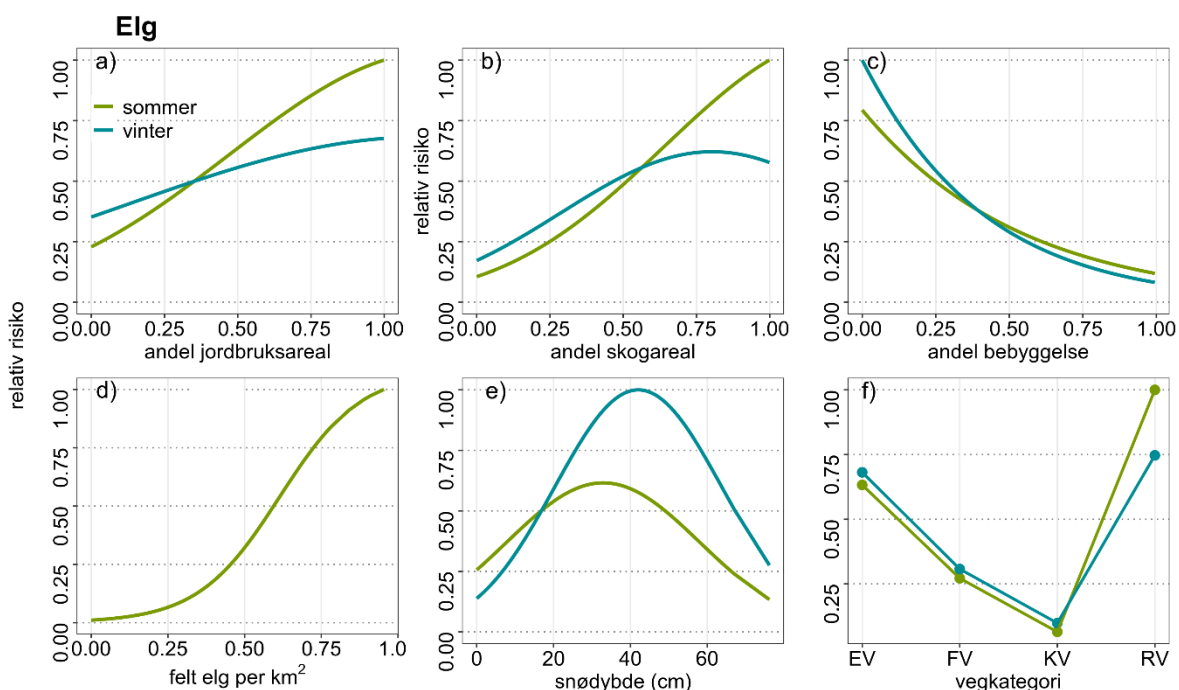
Det var en sterk positiv effekt av elgtetthet på risiko for påkjørsel (**Figur 7**). Med andre ord er risikoen for påkjørsel høyere i kommuner med høy tetthet av elg, men det var ingen forskjell mellom sesongene. Risikoen økte svakere ved lave tettheter opptil ca. 0.40 felt elg/km², med en økning på 0.02 i relativ påkjørselsrisiko når tettheten av elg øker fra 0.10 til 0.20 felt elg/km². Ved høyere tettheter enn dette var økningen i relativ påkjørselsrisiko betraktelig sterkere, med eksempelvis en økning på 0.20 i relativ påkjørselsrisiko når elgtettheten økte fra 0.6 til 0.7 felte elg/km², og påkjørselsrisikoen flatet heller ikke ut ved høy tetthet av elg.

Det var også en økende risiko for påkjørsel av elg med økende andel jord- og skogbruksareal, og den estimerte risikoen for påkjørsel ved samme andel av enten jordbruksareal eller skogareal varierte med sesong (**Figur 7**). For eksempel er den relative risikoen for påkjørsel høyere om sommeren i områder med høy andel jordbruksareal (>30 %). Det samme gjelder når andelen skogareal er over 50 %. Ved lav andel av begge arealtypene er den relative risikoen generelt lav, men større vinterstid enn om sommeren. Det var en klar avtagende risiko for påkjørsel med økt andel bebyggelse, og det er ikke-signifikante sesongforskjeller ($p > 0.05$; **Figur 7**; **vedlegg 4**).

Sistnevnte betyr at det ikke er tydelig forskjell i risiko for påkjørsel ved bebyggelse mellom sesongene.

Snødybde er målt som gjennomsnittlig snødybde under tregrensen i kommunene. Det er en klar økende risiko for påkjørsel med økende snødybde til et toppunkt der risikoen avtar. Sammenhengen mellom snødybde og risiko er generelt mye sterkere om vinteren (snøsesong) enn om sommeren (barmarkssesong, men noen kommuner kan også ha snø i det vi har definert som sommermånedene; **Figur 7**). Det generelle bildet er at relativ risiko for påkjørsel er lav i kommuner med gjennomgående lite snø og i kommuner med svært mye snø. Ytterpunktene er antageligvis kommuner i lavlandet og kommuner med mye arealer opp mot tregrensa. Det er høyest relativ risiko for påkjørsel om vinteren i kommuner som har i overkant av 40 cm snødybde. I sommermånedene er toppunktet i underkant av 40 cm, men effekten av snødybde i kommunene er mindre under barmarkssesongen.

Det er størst relativ risiko for påkjørsel på riksveger, særlig sommerstid. Videre er det større risiko for påkjørsler på europaveger enn fylkesveger og på fylkesveger enn kommunale veger. Det er små forskjeller mellom sesongene for europaveger, fylkesveger og kommunale veger, men generelt er det høyere risiko vinterstid.



Figur 7. Relativ risiko for påkjørsel av elg som funksjon av a) andel jordbruksareal, b) andel skogareal, c) andel bebyggelse, d) felt elg pr. km² (tetthetsindeks), e) gjennomsnittlig snødybde under tregrensa i kommunene og f) vegkategori.

Tabell 2 Modellseleksjonstabeller for a) elg, b) hjort, c) rådyr og d) flerartsmodell for utvalgte kommuner med art som interaksjon. K = antall parametere, VK = vegkategori.

a)	Modell for hele Norge - Elg	K	AIC	ΔAIC
	felt elg + (VK + bebyggelse + jordbruk ² + skog ² + snø ²) × sesong	24	34556.8	0
	felt elg + bebyggelse + (VK + jordbruk ² + skog ² + snø ²) × sesong	23	34557.5	0.74
	(felt elg + VK + bebyggelse + jordbruk ² + skog ² + snø ²) × sesong	25	34558	1.25
	bebyggelse + (felt elg + VK + jordbruk ² + skog ² + snø ²) × sesong	24	34558.9	2.07
	felt elg + bebyggelse ² + (VK + jordbruk ² + skog ² + snø ²) × sesong	24	34558.9	2.15
	felt elg + (VK + bebyggelse ² + jordbruk ² + skog ² + snø ²) × sesong	26	34559	2.25
b)	Modell for hele Norge - Hjort			
	felt hjort + VK + bebyggelse + (jordbruk ² + skog ²) × sesong	16	14719.9	0
	VK + bebyggelse + (felt hjort + jordbruk ² + skog ²) × sesong	17	14721.1	1.2
	felt hjort + VK + (bebyggelse + jordbruk ² + skog ²) × sesong	17	14721.5	1.59
	felt hjort + bebyggelse + (VK + jordbruk ² + skog ²) × sesong	19	14722.5	2.66
	felt hjort + (VK + bebyggelse + jordbruk ² + skog ²) × sesong	20	14724.3	4.41
	felt hjort + (VK + bebyggelse ² + jordbruk ² + skog ²) × sesong	22	14725.4	5.54
c)	Modell for hele Norge - Rådyr			
	felt rådyr + (VK + bebyggelse ² + jordbruk ² + skog ² + snø ²) × sesong	26	93957.5	0
	felt rådyr + skog ² + (VK + bebyggelse ² + jordbruk ² + snø ²) × sesong	24	93957.9	0.39
d)	Flerartsmodell			
	VK + skog ² + (bebyggelse ² + jordbruk ² + snø) × art	24	14744.4	0
	VK + skog ² + (bebyggelse ² + jordbruk ² + snø ²) × art	27	14746.4	1.99
	skog ² + (VK + bebyggelse ² + jordbruk ² + snø) × art	30	14747.6	3.18
	skog ² + (VK + bebyggelse ² + jordbruk ² + snø ²) × art	33	14749.5	5.1
	VK + (bebyggelse ² + jordbruk ² + skog ² + snø) × art	28	14750.3	5.91

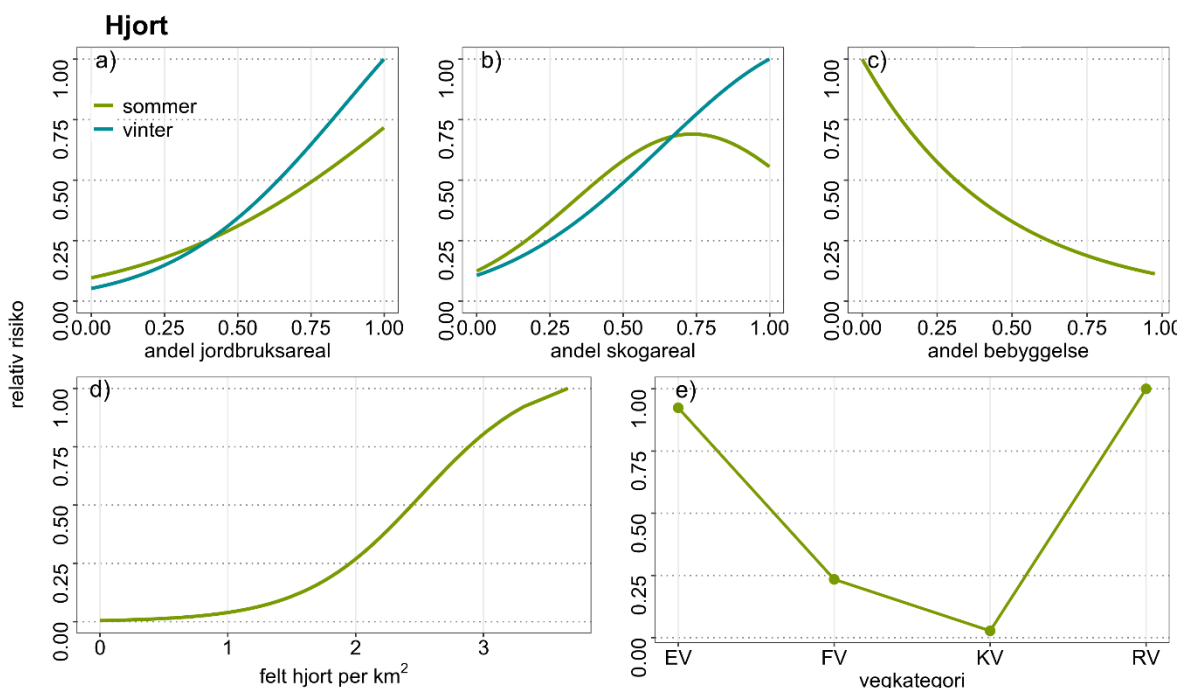
3.2.1.2 Risikomodell for hjort

Tre modeller hadde $\Delta AIC < 2$ og anses som likeverdige modeller for å forklare variasjonen i påkjørselsrisiko for hjort (**Tabell 2b**). Den høyest rangerte modellen (lavest AIC) besto av bestandstetthet, vegkategori, andel bebygget areal, samt annengradsfunksjoner av andel areal jordbruk og andel areal skog. I tillegg besto modellen av en interaksjon mellom sesong (sommer/vinter) og andel areal jordbruk, samt mellom sesong og andel areal skog. Med andre ord varierer effekten av andel areal skog og jordbruk mellom sesongene. Snødybde ble ikke med i de høyest rangerte modellene. Modellestimer for full modell kan sees i **vedlegg 5**.

Det var en sterk positiv effekt av tetthet av hjort på risiko for påkjørsel, og ingen forskjell mellom sesongene (**Figur 8**). Tetthetseffekten var tilsvarende som hos elg, med en svak økning ved lave tettheter opptil ca. 1.5 felt hjort/km², og en sterkere økning med økende tetthet. Relativ påkjørselsrisiko økte med 0.03 når tettheten økte fra 0.5 til 1 felt hjort/km², og med 0.28 når tettheten økte fra 2.5 til 3 felt hjort/km². Det var heller ingen tydelig avflating ved høye tettheter av hjort

Tilsvarende økte påkjørselsrisikoen med økende andel jord- og skogbruksareal, men med noe ulikt forløp sommer og vinter (**Figur 8**). Det var en klar negativ sammenheng mellom risiko for påkjørsel og andel bebyggelse, noe som sannsynligvis skyldes generelt lavere lokal tetthet av hjort i bebygde områder.

Det er klart størst risiko for påkjørsel av hjort på riksveger og europaveger. Det er betydelig lavere risiko på fylkesveger og kommunale veger, men relativt høyere risiko langs fylkesveger enn kommunale veger. Det var ingen effekt av sesong på effekter av vegkategori.



Figur 8. Relativ risiko for påkjørsel av hjort som funksjon av a) andel jordbruksareal, b) andel skogareal, c) andel bebyggelse, d) felt hjort per km² (tetthetsindeks), e) vegkategori.

3.2.1.3 Risikomodell for rådyr

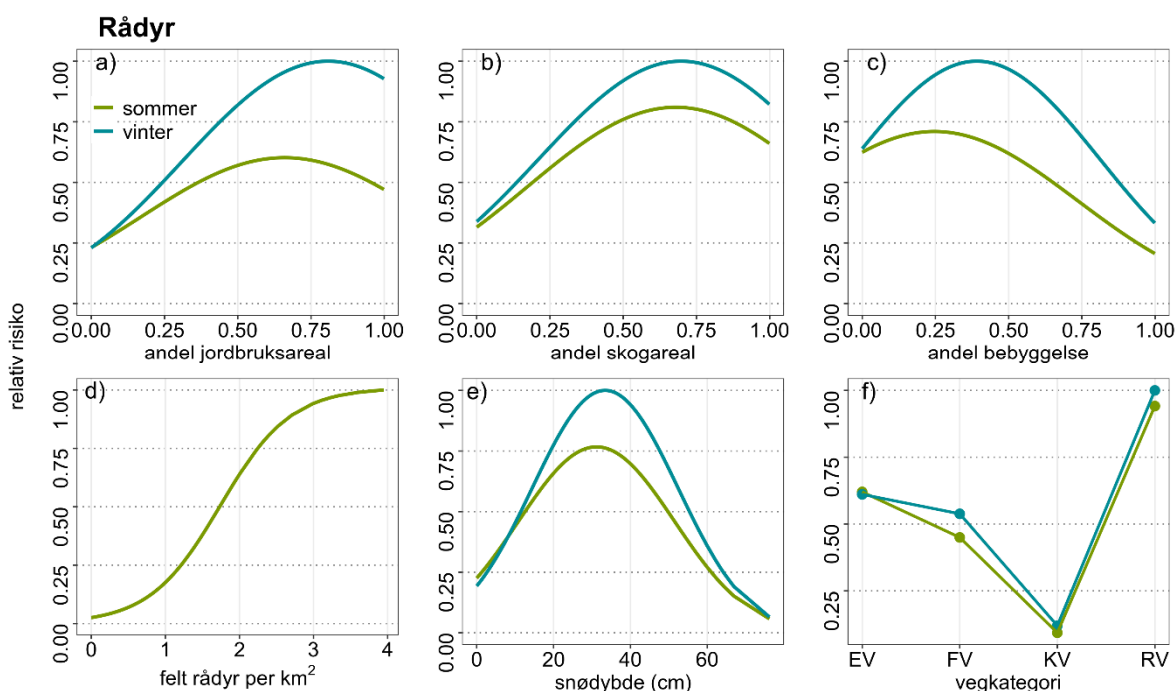
To modeller hadde $\Delta AIC < 2$ og anses som likeverdige modeller for å forklare variasjonen i påkjørselsrisiko for rådyr (**Tabell 2c**). Den høyest rangerte modellen (lavest AIC) består av bestandstetthet, vegkategori, annengradsfunksjoner av andel areal bebyggelse, andel areal jordbruk, andel areal skog og gjennomsnittlig snødybde innen kommunen. I tillegg består denne modellen av en interaksjon med sesong for vegkategori, bebyggelse, jordbruk- og skogarealer. Modellestimater for full modell kan sees i **vedlegg 6**.

For rådyrmodellen var det en sterk positiv effekt av bestandstetthet på risiko for påkjørsel, og denne steg raskere ved lave tettheter av rådyr, enn den gjorde for elg og hjort ved lave tettheter (**Figur 9**). Fra 0.5 til 1 felt rådyr/km² steg påkjørselsrisiko med 0.11, mens den ved høyere tettheter steg raskere, med en økning på 0.26 i påkjørselsrisiko når tettheten økte fra 1.5 til 2 felte rådyr/km². Påkjørselsrisikoen viste en viss avflatning ved de høyeste tetthetene, der økningen var på kun 0.05 når rådyrtettheten økte fra 3 til 3.5 felte rådyr/km².

Det var en hovedsakelig positiv effekt av andel jordbruks- og skogareal (**Figur 9**) på risiko for påkjørsel. Effekten av andel areal bebyggelse var hovedsakelig negativ, men som for andel jordbruks- og skogareal var effekten ikke-lineær. Risikoen for påkjørsel kulminerte ved ulike andeler for de respektive arealkategoriene, og i tillegg varierte effekten mellom sesonger (**Figur 9**). Effekten av andel areal bebyggelse skiller seg fra effekten på elg og hjort ved at risiko for rådyrpåkjørsel øker med andel areal bebyggelse når andelen er lav.

Som for elgen er det en økende risiko for påkjørsel av rådyr med økende gjennomsnittlig snødybde når snødybden er lav, mens den synker med økende snødybde når snødybden er høy (**Figur 9**). Toppunktet befinner seg mellom 30 og 40 cm, avhengig av sesong, og effekten var generelt sterkest i vintermånedene (**Figur 9**).

Det er størst risiko for påkjørsel av rådyr på riksveger, og noe større risiko på europaveger enn på fylkeveger. For fylkesveger og kommunale veger er det tydelig større risiko vinterstid, men for sistnevnte er det i utgangspunktet lav risiko både sommer og vinter (**Figur 9**).



Figur 9 Relativ risiko for påkjørsel av rådyr som funksjon av a) andel jordbruksareal, b) andel skogareal, c) andel bebyggelse, d) felt rådyr per km² (tetthetsindeks), e) gjennomsnittlig snødybde under tregrensa i kommunen og f) vegkategori.

3.2.2 Modell for hele Norge uten vilttetthet

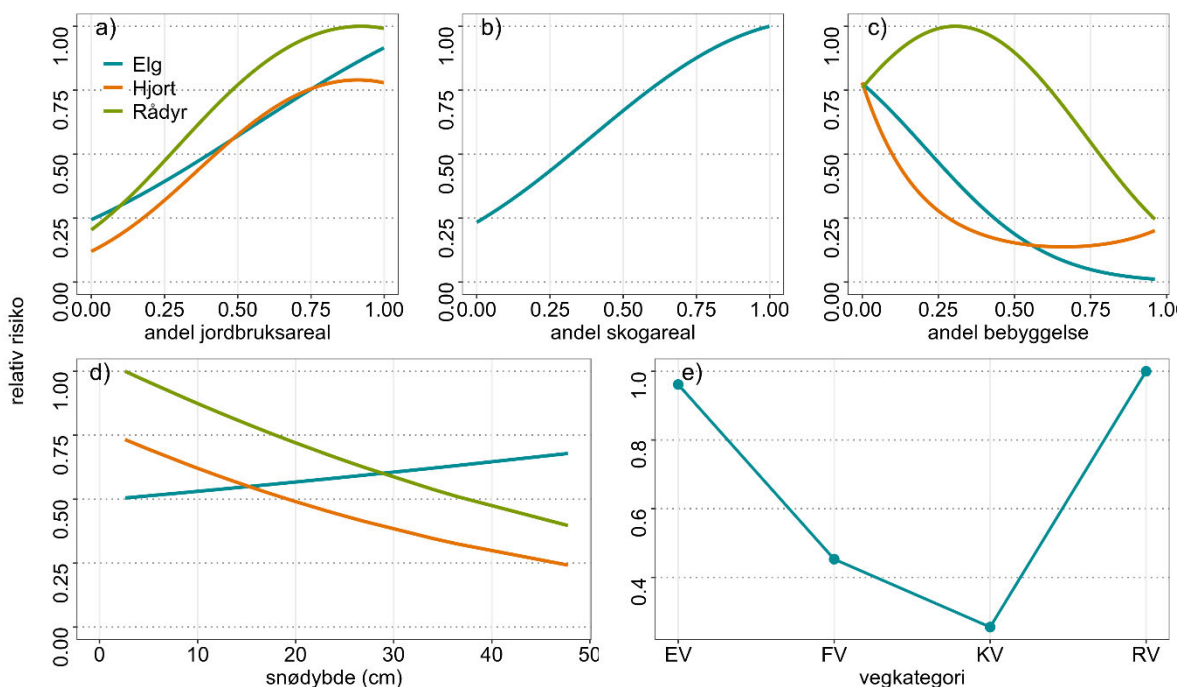
Modell for hele Norge der vilttetthet er utelatt vises kun som predikert risiko for påkjørsel i kart (jf. **kap 3.3.1**). Modellene med og uten vilttetthet for de ulike artene var svært like, og den eneste variabelen som endret seg noe når tetthetsvariabelen ble fjernet var snødybde. For elg utgjorde denne forskjellen at det var mindre forskjell i risiko for påkjørsel som funksjon av snødybde mellom sommer- og vintersesongen, men det var fortsatt en klar forskjell. For rådyr flyttet toppunktet (maksimum påkjørselsrisiko) seg noe til venstre, slik at påkjørselsrisikoen var høyere i kommuner med lavere snødybde enn i modellen som inkluderte rådyrtetthet. I hjortemodellen var det ingen klare avvik mellom modell med og uten vilttetthet.

3.2.3 Lokal risikomodell for utvalgte kommuner med påkjørsler av alle arter

To modeller hadde $\Delta AIC < 2$ og anses som likeverdige modeller (Tabell 2d). Alle modellene inneholdt en interaksjon mellom art og flere av forklaringsvariablene, noe som antyder at det er romlig variasjon i påkjørselsrisiko mellom artene. Den høyest rangerte modellen inkluderte vegkategori og skog samt interaksjon mellom art og variablene andel areal bebyggelse, andel areal jordbruk og snødybde. Modellen inkluderer annengradsfunksjoner for skog, bebyggelse og jordbruksarealer. Modellestimater for full modell kan sees i vedlegg 7.

Generelt viser parameterestimaterne fra den lokale modellen de samme effektene av miljøvariablene som de artsvisse modellene for hele Norge. Relativ risiko for påkjørsel økte med andel skogareal og jordbruksareal, men med noe forskjellig styrke avhengig av art (Figur 10). Effekten av andel skogareal var lik for alle artene, men risikoen økte mer med økende andel jordbruksareal for rådyr enn for elg og hjort. Ved økende andel bebyggelse fant vi en synkende risiko for påkjørsel av elg og hjort, mens påkjørselsrisikoen økte for rådyr opp til et toppunkt på om lag 25 % bebygget areal innenfor 100 m. Ved høyere andel bebygget areal var det en synkende risiko for påkjørsel (Figur 10).

For både hjort og rådyr er det redusert risiko for påkjørsel med økende snødybde – altså en redusert risiko i de mest snørike kommunene – mens det var en svak økende risiko for påkjørsel av elg med økende snødybde (Figur 10). Snødybde har en helt annen fordeling i dataene i den lokale modellen (fra 2.6-47.76 cm) sammenlignet med dataene i full modell for hver art (fra 0-76.15 cm), og parameterverdiene er således ikke sammenlignbare.



Figur 10. Risiko for påkjørsel som funksjon av a) andel jordbruksareal, b) andel skogareal, c) andel bebyggelse, d) gjennomsnittlig snødybde under tregrensa i kommunene og e) vegkategori. Modell utviklet for utvalgte kommuner ($n=18$) med 10 eller flere påkjørsler av hver art i perioden 2012-2017.

Påkjørselsrisiko langs ulike vegtyper følger samme mønster som i de artsvisе modellene for hele Norge; størst risiko for påkjørsel langs riks- og europaveger samt større risiko på fylkesveger enn kommunale veger. Modellseleksjon tilsier at det ikke er forskjell mellom artene.

3.3 Modellprediksjoner

3.3.1 Modellprediksjoner - modell for hele Norge

Vi benyttet parameterverdiene fra de selekterte modellene (jf. **Tabell 2**) til å predikere påkjørselsrisiko på hele det offentlige vegnettet i Norge. Prediksjonskartet for de ulike artene vises i **kap. 3.3.1 – kap. 3.3.2**. Selv om modeller med toveisinteraksjon mellom sesong og øvrige variabler var selektert foran modeller uten sesong, viste det seg vanskelig å visualisere klare forskjeller mellom sesongene på kartene.

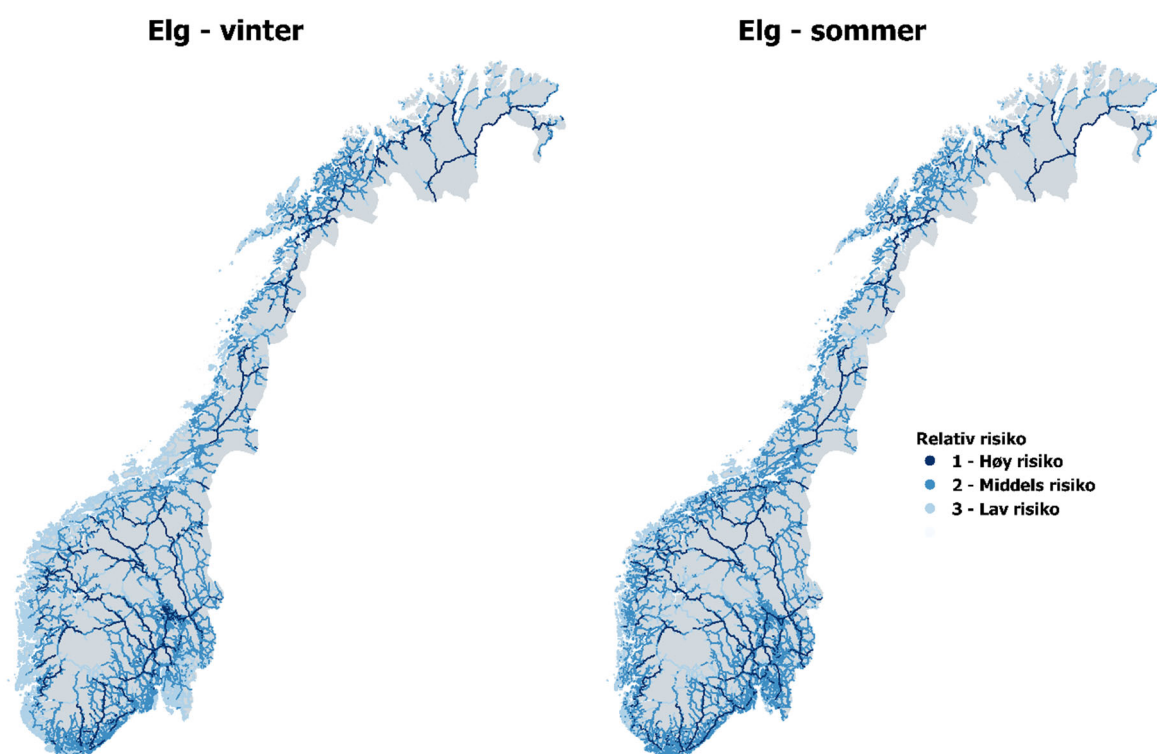
Modellprediksjonene er basert på modeller uten villtetthet. Prediksjoner fra modeller med villtetthet var naturlig nok sterkt preget av villtettheten, som vist i **Figur 5**. Antall dyr felt per arealenhet, som var vårt mål på tetthet, gir et relativt mål på bestandstettheten på høsten, men på grunn av sesongtrekk gjenspeiler den trolig ikke vintertettheten i de ulike kommunene, særlig for elg og delvis hjort. Dette medførte at prediksjonene i mange områder var sterkt preget av høsttettheten på nasjonal skala, og derfor ikke gir et nyansert bilde av hvordan villtetthet påvirker påkjørselsrisiko gjennom året. Modellene uten bestandstetthet gir et mer nyansert bilde på relativ risiko for påkjørsel ved gitte landskapsegenskaper, snødybder og vegkategorier. Under viser vi et utsnitt av prediksjoner for begge modeller for et mindre område.

3.3.1.1 Elg

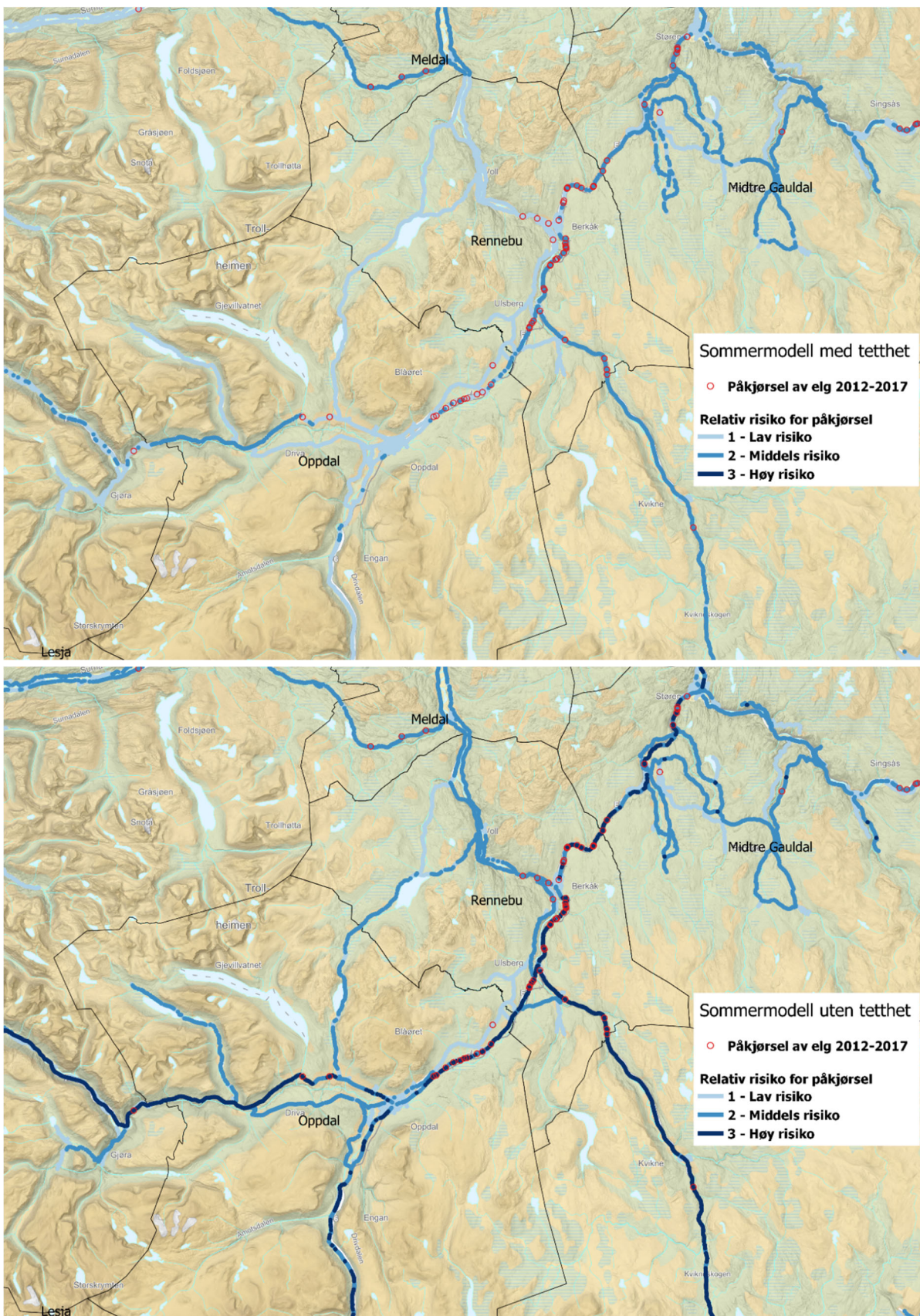
Når vi kjører modellen uten tetthet og kun vurderer landskapsmessige forhold, snø og vegtype, får vi prediksjoner som reflekterer hvor i landskapet påkjørselsrisikoen er høyest dersom bestandstettheten var lik (**Figur 11**). Modellen preges av at det er større relativ risiko for påkjørsel langs riks- og europavegnettet. På landskapskala er det vanskelig å se de store forskjellene i påkjørselsrisiko mellom sesongene (**Figur 11**). Basert på inndelingen i tre risikokategorier (jf. **kap. 2.5.2**) predikerer modellen at det er 4 299 km (4%), 27 305 km (28%) og 65 140 km (67%) offentlig veg med henholdsvis høy, middels og lav risiko for påkjørsel sommerstid (**vedlegg 8**).

Om vinteren øker andelen veg med høy og middels risiko til henholdsvis 4 358 km (5%) og 28 347 km (29%), mens andelen veg med lav risiko går tilsvarende ned, til 64 038 km (66%). Finnmark, etterfulgt av Buskerud og Hedmark, er de fylkene som kommer ut med høyest andel strekninger med høy påkjørselsrisiko når vi ser bort fra betydningen av bestandstetthet.

En sammenligning av modellene med og uten bestandstetthet i et lokalt utsnitt av kartet (**Figur 12**), viser tydelig hvordan modellene predikerer risikoen forskjellig. Modellen med tetthet predikerer høy påkjørselsrisiko hovedsakelig på bakgrunn av bestandstetthet, mens effekten av landskapselementene i liten grad synliggjøres. I utsnittet er tettheten av elg under gjennomsnittet i kommunene Rennebu, Oppdal og Tynset, og rundt gjennomsnittet i Midtre Gauldal. Kartet med predikert relativ risiko fra modell uten tetthet reflekterer i større grad betydningen av landskapselementene og predikerer dermed høy relativ risiko i de arealtypene der påkjørsler hovedsakelig forekommer og lavere relativ risiko i areal typer der påkjørsler sjelden forekommer, gitt konstant tetthet. Begge modellene predikerer imidlertid høyere relativ risiko for påkjørsel der de faktiske påkjørslerne har skjedd (**Figur 12**).



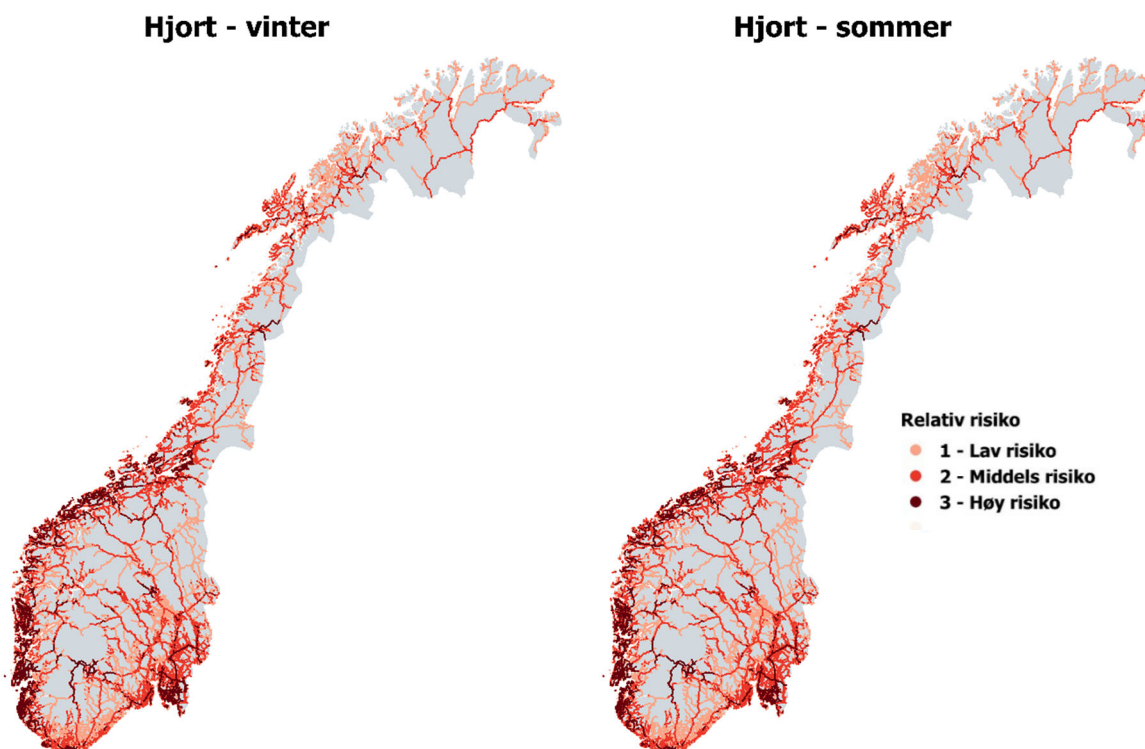
Figur 11. Predikert relativ risiko for påkjørsel av elg i Norge uten effekten av elgtetthet. De ulike risikokategoriene ligger lagvis fra lav til høy risiko. I områder med høy vegtetthet kan det ligge mange vegstrekninger med lav risiko skjult under tilgrensende vegstrekninger med høyere risiko.



Figur 12. Prediksjoner fra modell sommerstid med elgtetthet inkludert (over) og modell uten elgtetthet (under) for områder sør i Trøndelag og nord i Hedmark. Røde sirkler på begge kart er faktiske påkjørsler av elg i perioden 1. april - 31. oktober.

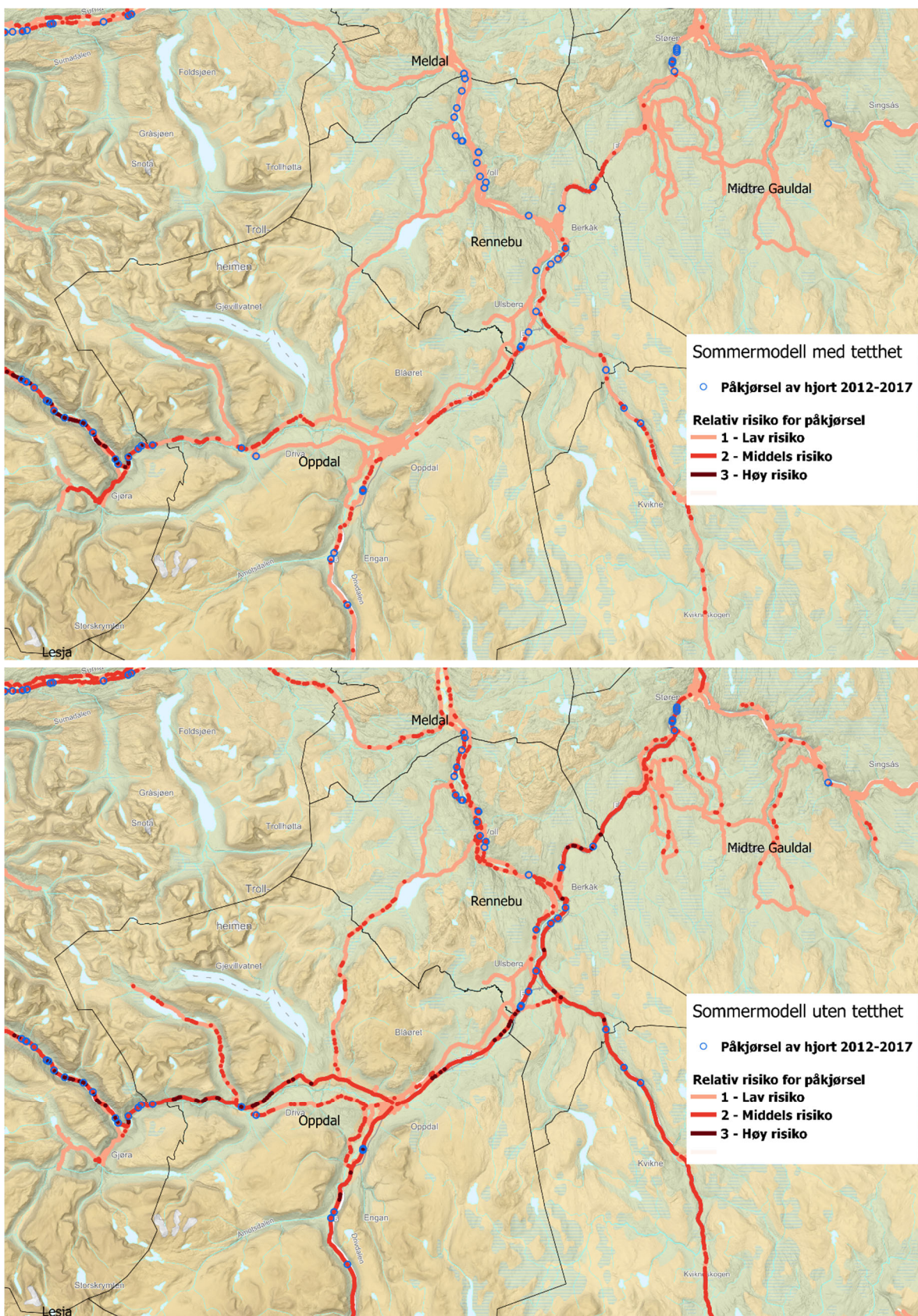
3.3.1.2 Hjort

Risikomodell for hjort uten villtetthet var sterkt preget av landskapsfaktorer, som andel jordbruksareal i nærheten av påkjørselspunktet (**Figur 13**). For hele Norge predikerer modellen 3 566 km (4%), 22 985 km (24%) og 70 192 km (73%) offentlig veg med henholdsvis høy, middels og lav risiko sommerstid. Vinterstid øker høy-risikostrekningene marginalt til 4 031 km (4%), mens strekningene med middels risiko avtar til 20 560 km (21%). Strekningene med lav risiko øker til 72 152 km (75%) (**vedlegg 8**). Modellen antyder at det er flest strekninger med høy påkjørselsrisiko i Rogaland, Hordaland og Møre og Romsdal. Fylkene med størst andel strekninger med høy risiko for påkjørsel er Rogaland og Østfold (**vedlegg 8**).



Figur 13. Predikert relativ risiko for påkjørsel av hjort i Norge basert på modell uten effekten av hjortetetthet. De ulike risikokategoriene ligger lagvis fra lav til høy risiko. I områder med høy tetthet av veger kan det ligge mange vegstrekninger med lav risiko skjult under tilgrensende vegstrekninger med høyere risiko

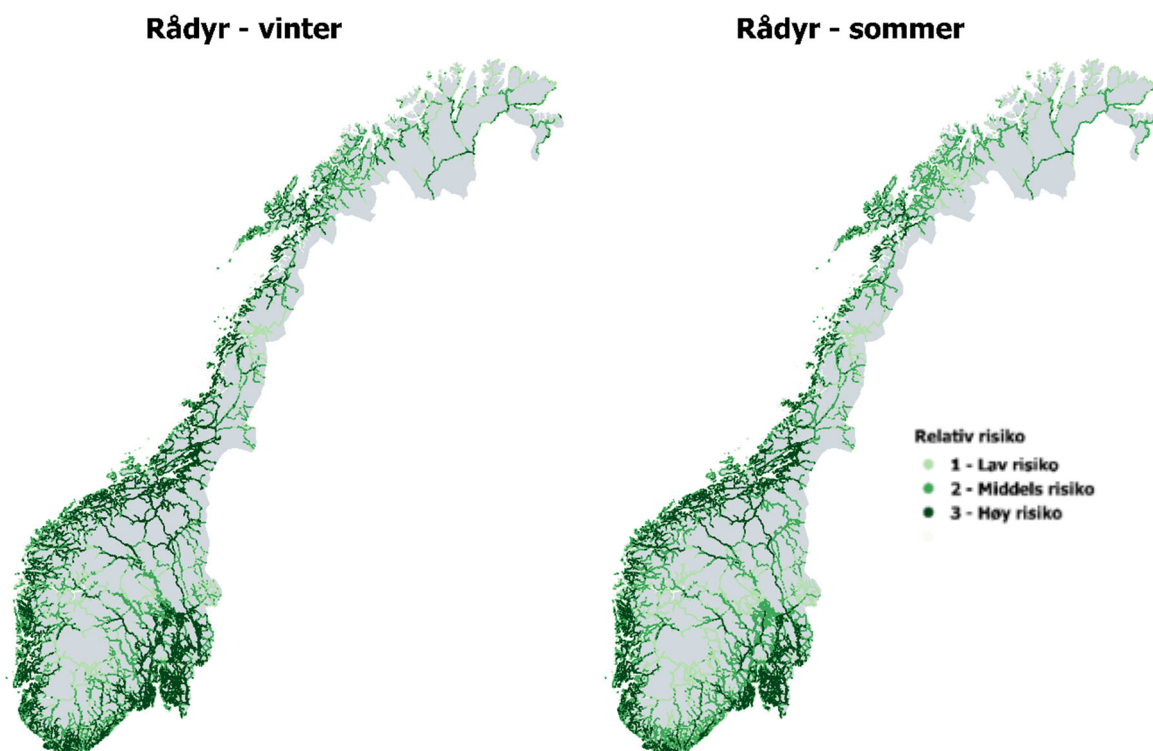
En sammenligning av modellene for sommersesongen med og uten tetthet av hjort i et lokalt utsnitt (**Figur 14**) viser tydelig at modellene predikerer påkjørselsrisiko ulikt. Modellen med tetthet predikerer høy risiko for påkjørsel i kommuner med høy tetthet av hjort, mens modellen uten tetthet i større grad predikerer risiko basert på forskjeller i landkapselementer. Begge modellene predikerer stort sett høyere relativ risiko for påkjørsel på de strekningene der de faktiske påkjørselene har skjedd.



Figur 14. Prediksjoner fra modell sommerstid med tetthet av hjort (over) og modell uten tetthet (under) for områder sør i Trøndelag og nord i Hedmark. Blå sirkler på begge kart er faktiske påkjørsler av hjort i perioden 1. apr - 31. okt.

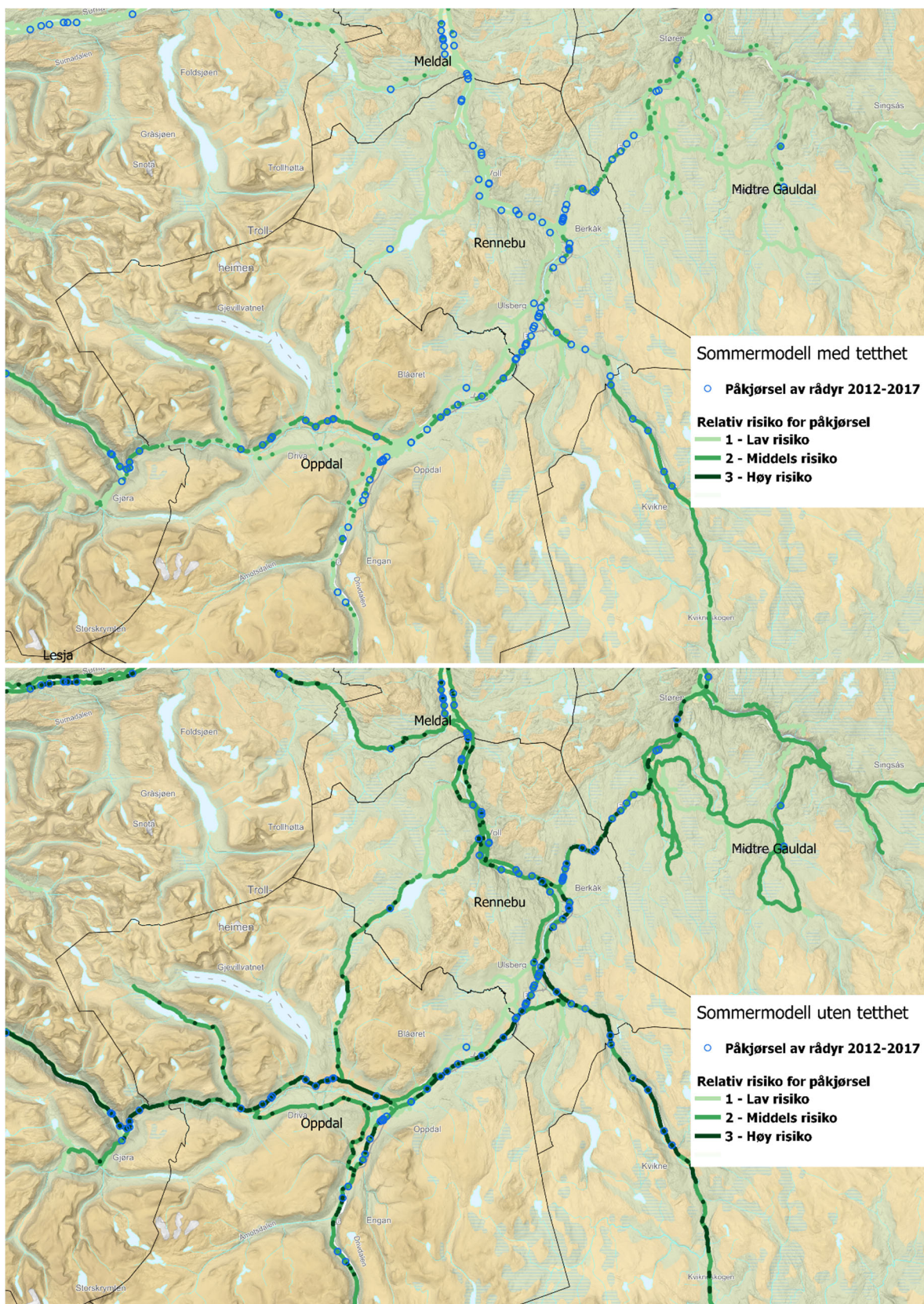
3.3.1.3 Rådyr

Modellen for rådyr uten villtetthet predikerer en fordeling av påkjørselsrisiko som avhenger av landskapsvariabler som andel jordbruksareal og andel areal med bebyggelse (**Figur 15**). For hele Norge predikerer modellen 4 152 km (4%), 35 191 km (36%) og 57 401 km (59%) offentlig veg med henholdsvis høy, middels og lav risiko for påkjørsel sommerstid. Vinterstid er det en økning i antallet strekninger med høy risiko til 5 707 km (6%) og en reduksjon i antallet strekninger med middels risiko til 33 345 (34%). Det er også en liten økning i strekninger med lav risiko til 57 691 km (60%) (**vedlegg 8**). Modellen gir flest strekninger med predikert høy risiko for påkjørsel av rådyr i fylkene Trøndelag, Østfold, Møre og Romsdal, Rogaland og Hedmark. Østfold har den største andelen veger med høy risiko både sommer og vinter. De aller fleste fylker har en økning i antall strekninger med høy risiko fra sommer til vinter (**vedlegg 8**).



Figur 15. Predikert relativ risiko for påkjørsel av rådyr i Norge basert på modell uten rådyrtetthet. De ulike risikokategoriene ligger lagvis fra lav til høy risiko. I områder med høy tetthet av veger kan det ligge mange vegstrekninger med lav risiko skjult under tilgrensende vegstrekninger med høyere risiko.

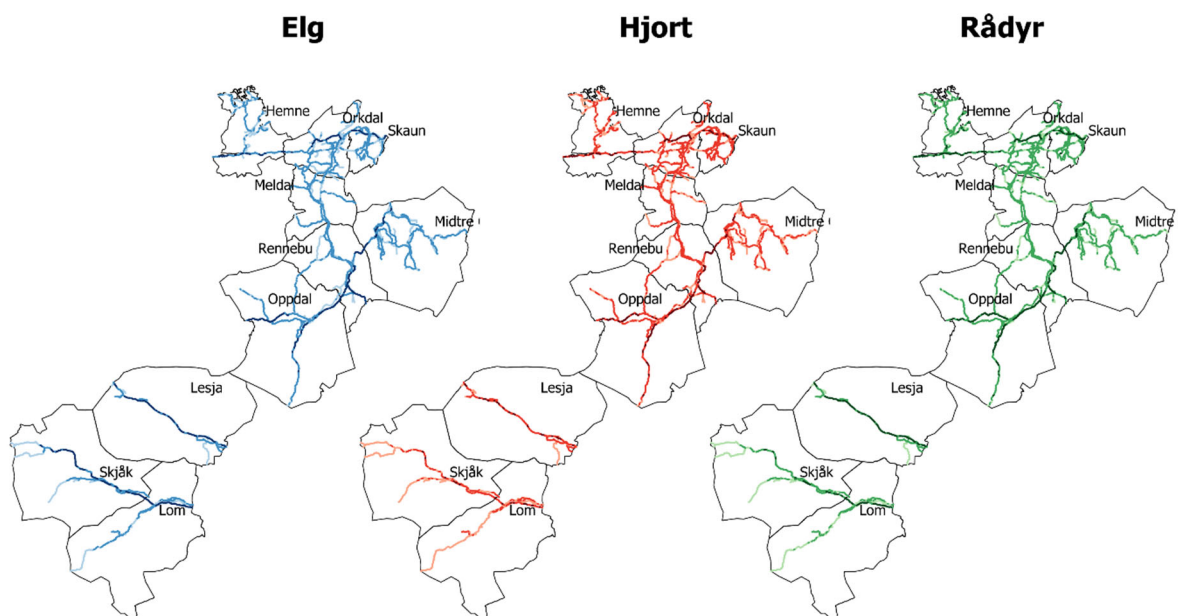
En sammenligning av modellene for sommer med og uten rådyrtetthet i et lokalt utsnitt (**Figur 16**) viser tydelig at modellene predikerer forskjellig. Modellen med tetthet predikerer høy risiko for påkjørsel i kommuner med høy tetthet av rådyr, mens modell uten tetthet i større grad predikerer risiko basert på variasjonen i landkapselementer. Begge modellene predikerer stort sett høyere relativ risiko for påkjørsel på de strekningene der påkjørslene faktisk har skjedd. Det er likevel verdt å merke seg at modellen med tetthet predikerer lav risiko på flere strekninger der det er registrert et høyt antall påkjørsler.



Figur 16. Prediksjoner fra modell sommerstid med (over) og uten rådyrtetthet (under) for et område sør i Trøndelag og nord i Hedmark. Blå sirkler på begge kart er faktiske påkjørsler av rådyr i perioden 1. april - 31. oktober.

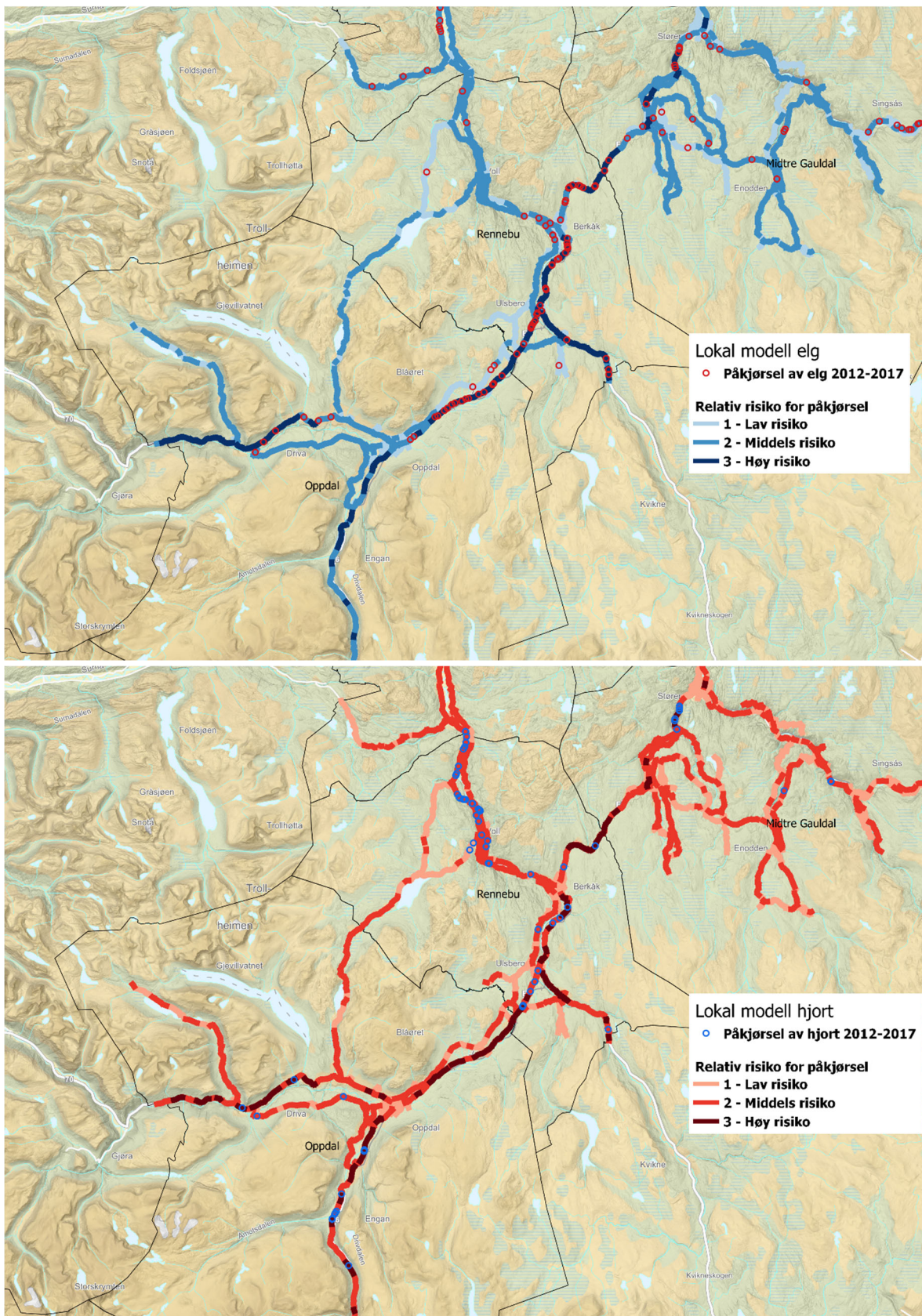
3.3.2 Modellprediksjoner - flerartsmodell

Totalt for de 18 kommunene predikerer modellen 259 km (6%), 126 km (3%), og 294 km (7%) offentlig veg med høy relativ risiko for påkjørsel av henholdsvis elg, hjort og rådyr (**Figur 17**). Det påkjøres også flere rådyr enn elg og flere elg enn hjort i de aktuelle kommunene (rådyr: 2001; elg: 776; hjort: 551; jf. **vedlegg 2**). Over halvparten av vegstrekningene i kommunene har en predikert lav risiko for påkjørsel (**vedlegg 9**).

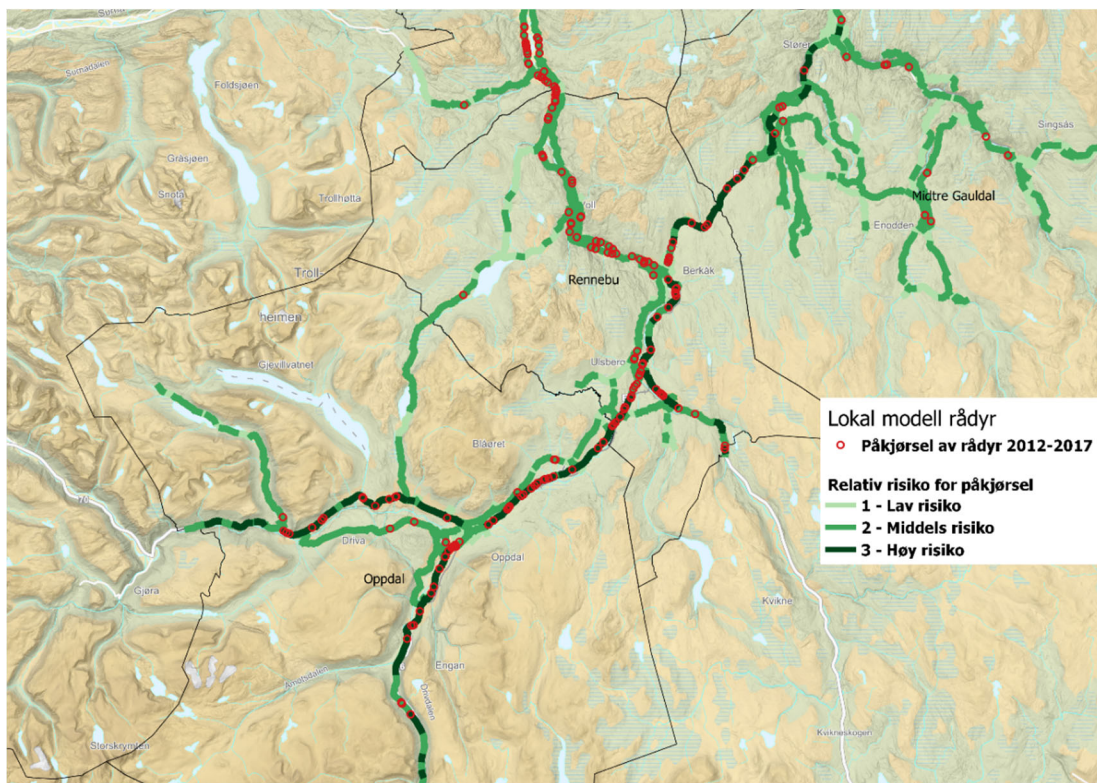


Figur 17. Prediksjoner for de ulike artene fra den lokale modellen med data fra kommuner med minst 10 påkjørsler av hver art i perioden 2012-2017. For presentasjonens skyld vises 10 kommuner i figuren. Øvrige kommuner som er med i modellen vises i **vedlegg 1**. Farger og fargegradienter er de samme som i **Figur 11 - Figur 16**.

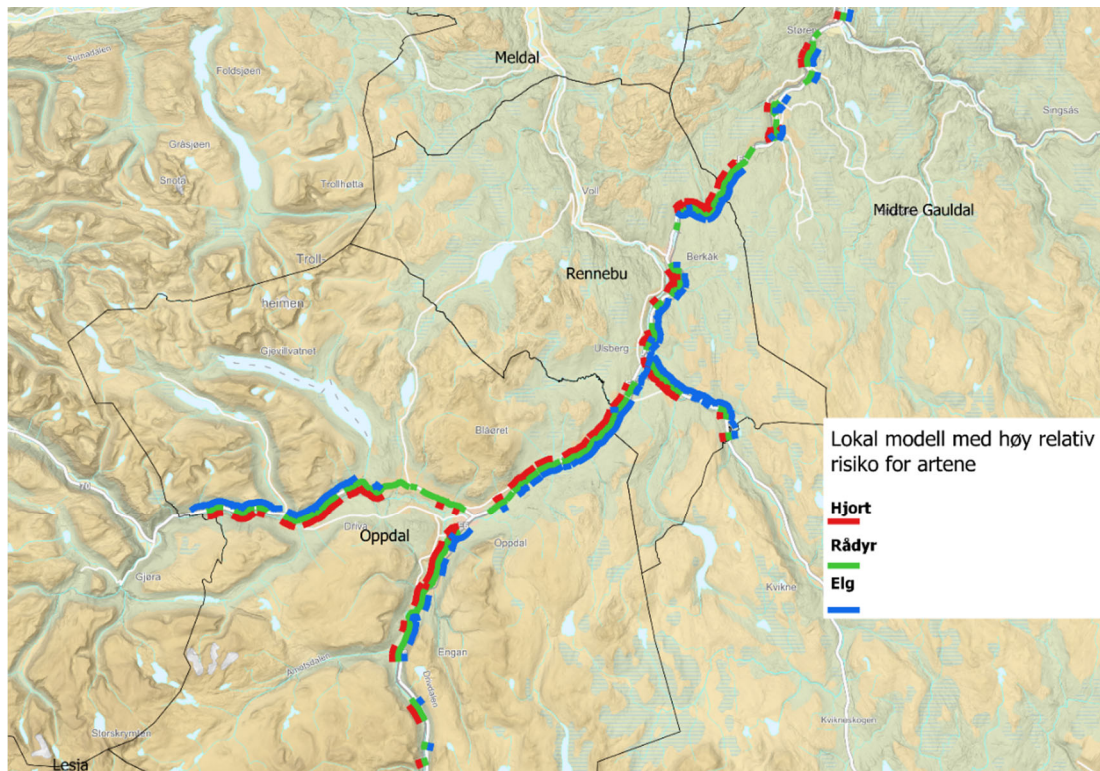
Modellen predikerer høy relativ risiko der de faktiske påkjørslene har inntruffet (**Figur 18 - Figur 19**). Videre ser vi at det er større romlig samvariasjon mellom strekinger med høy relativ risiko for elg og hjort (**Figur 20**), enn for rådyr. Dette stemmer godt med at landskapsvariablene har mer tilsvarende effekt på påkjørselsrisiko for elg og hjort, enn de har for rådyr. Sistnevnte art har i større grad også høy påkjørselsrisiko i områder med moderat andel bebyggelse (jf. **kap 3.2.3**).



Figur 18. Prediksjoner for elg (øverst) og hjort (nederst) fra flerartsmodellen kategorisert i lav, middels og høy risiko for påkjørsel. Data fra et utsnitt av kommunene som er med i flerartsmodellen.



Figur 19. Prediksjoner for rådyr fra flerartsmodellen kategorisert i lav, middels og høy risiko for påkjørsel. Data fra et utsnitt av kommunene som er med i flerartsmodellen.



Figur 20. Sammenstilling av prediksjoner kategorisert med «Høy relativ risiko» for de ulike artene fra den lokale modellen. Utsnittet er det samme som Figur 19 og summering av prediksjoner for kommunene i flerartsmodellen er i vedlegg 9.

4 Diskusjon

Hjorteviltstrategien fra 2009 har reduksjon av antallet viltpåkjørsler i Norge som et av sine konkrete satsingsområder (Direktoratet for naturforvaltning 2009). Omfattende tiltak har blitt satt i verk for å redusere antall viltpåkjørsler, men utviklingen i antallet påkjørsler av hjortevilt viser at det fremdeles er behov for kunnskap (**Figur 1**; www.ssb.no). Målet med denne rapporten var å identifisere faktorer som kjennetegner områder med hyppige påkjørsler av artene elg, hjort og rådyr i Norge. Vi viser at situasjonen er kompleks, og at ulike landskapsfaktorer påvirker risikoen for påkjørsel ulikt mellom arter og mellom sesonger. Samtidig ser vi at modellene i stor grad predikerer høyere risiko i områder der det forekommer mange påkjørsler. Dette antyder at modellene er godt egnet til å identifisere vegstrekninger hvor avbøtende tiltak bør vurderes.

4.1 Komparative analyser av påkjørselsrisiko

4.1.1 Modell for hele Norge

De artsspesifikke modellene for hele Norge viser både likheter og forskjeller mellom artene med hensyn til hvilke faktorer som påvirker påkjørselsrisiko. Under går vi gjennom de ulike faktorene og deres betydning for de ulike artene.

4.1.1.1 Sesong

Vi fant en sesongeffekt på risiko for påkjørsel for alle arter, men effekten av sesong varierte med andre faktorer, som arealsammensetning ved påkjørselspunktet, snømengde og vegkategori. Sesong er i denne sammenhengen sommer (1. april – 31. oktober, eller barmarkssesong), og vinter (1. november – 31. mars, eller snøsesong). Fra tidligere er vi kjent med at risiko for påkjørsel av hjortevilt er høyere i vinterhalvåret enn i sommerhalvåret (Meisingset et al. 2014, Niemi et al. 2017, Solberg et al. 2009). Blant mulige årsaker er redusert fremkommelighet for dyrene som følge av stor snømengde (Parker et al. 1984), noe som gjerne fører til aggregering dyr i dalfører og andre lavereliggende områder med høy tetthet av veger (Mysterud et al. 2011, Olson et al. 2015, Rolandsen et al. 2011). Dette skaper høyere tetthet av vilt i områder med høyere tetthet av veg, og dermed oftere kryssing av vegbanen og økt risiko for påkjørsel. Også siktforholdene, herunder flere timer med mørke, er dårligere vinterstid enn sommerstid, som igjen påvirker risiko for påkjørsel (Mastro et al. 2010). Hjortevilt justerer også aktivitetsperiodene sine med endrede lysforhold slik at aktiviteten i større grad overlapper med perioder med mye trafikk om vinteren (Huseby 2013, Solberg et al. 2009). Siden sesongeffekten varierte med de øvrige faktorene, vil vi diskutere dette mer i detalj i de respektive underkapitlene.

4.1.1.2 Vilttetthet

Vi fant en generell økning i påkjørselsrisiko for elg, hjort og rådyr når tettheten av de respektive artene økte. For alle arter var økningen i påkjørselsrisiko svakere ved lavere tettheter, før den økte relativt mer med økende tetthet ved middels og høy tetthet av vilt. Dette er i tråd med tidligere funn, som også finner en nær sammenheng mellom vilttetthet og antall påkjørsler (Mysterud 2004, Rolandsen et al. 2011, Solberg et al. 2009). Modellene viser ingen sesongforskjeller, som betyr at vilttettheten i kommunene påvirker risiko for påkjørsler relativt likt gjennom året. Vi benytter jaktstatistikk (felte dyr pr km²) som et mål på tetthet i våre analyser, og målet for tetthet er derfor den samme hele året i modellen. Dette er selvfølgelig ikke tilfelle i naturen, der bestandstettheten vil være på det høyeste rett etter kalving og på det laveste på våren rett før kalving. Jaktstatistikken er likevel et godt mål på forskjeller i den relative tettheten mellom kommunene, og den er også vist å ha god sammenheng med faktisk bestandstetthet både for elg (Ueno et al.

2014), hjort (Mysterud et al. 2007) og rådyr (Grøtan et al. 2005). Når interaksjonseffekten mellom sesong og tetthet faller ut av modellen, betyr det at det er andre faktorer enn villtetthet som driver forskjellene i påkjørselsrisiko mellom sesongene, som for eksempel landskapsvariabler og klima. Det er likevel viktig å påpeke at disse landskapsvariablene og f.eks. snøforhold ofte er indirekte mål på sesongmessige endringer i lokal villtetthet nær veger.

For rådyr stiger den relative risikoen for påkjørsel raskere med økende tetthet enn den gjør for hjort og elg, hvis man sammenligner relativ risiko over spennvidden av tettheter i kommunene for hver art (jf. **Figur 7 - Figur 9**). Dette fører også til at relativ risiko for rådyrpåkjørsler holder seg nært opptil høyeste nivå for en større andel av observerte tettheter enn for de øvrige artene. Dette betyr at rådyrene opplever til dels svært høy relativ risiko for påkjørsel over et større spenn av tettheter enn hjort og elg. Statistikken viser tydelig at rådyr er det hjorteviltet som oftest blir utsatt for påkjørsel i Norge (jf. **Figur 1**), men det felles likevel ikke flere rådyr enn hjort på landsbasis, og fellingstallene for elg og rådyr har vært relativt like i studieperioden (www.ssb.no). De blir derfor oftere påkjørt enn de andre artene om man ser på antall påkjørsler i forhold til antall felte dyr. Rådyrene bruker mye mindre areal enn både elg og hjort gjennom året (Mysterud 1999, Rivrud et al. 2010, van Beest et al. 2011), og de oppholder seg i større grad nærmere bebyggelse, og derfor også nærmere veger og (til dels) jernbane (Torres et al. 2011, Torres et al. 2012). Samlet kan dette føre til at rådyr i større grad krysser veger enn elg og hjort som gjerne oppholder seg i mindre bebygde områder, spesielt i sommerhalvåret (Mysterud et al. 2011, Rolandsen et al. 2017). Vi ser dette reflekteres i modellene ved at risikoen for påkjørsel av rådyr er størst i områder med moderat andel areal med bebyggelse (jf. **Figur 9**).

En viktig faktor som vil påvirke den lokale villtettheten, og derfor også påkjørselsrisikoen, er sesongtrekk hos hjortevilt. Alle tre arter trekker mellom ulike sommer- og vinterområder (Albon & Langvatn 1992, Bunnefeld et al. 2011, Mysterud 1999), men det er stor variasjon i hvor langt de ulike artene trekker (Bischof et al. 2012, Mysterud 1999, Rolandsen et al. 2017), og hvor stor andel av populasjonene som trekker i ulike geografiske regioner (Cagnacci et al. 2011, Mysterud et al. 2011, Rolandsen et al. 2017). Dette fører til at kommuner som i hovedsak har arealer som egner seg som sommerområder for dyrene, og lite arealer egnet som vinterområder, vil oppleve høyere påkjørselsrisiko sommerstid, og kanskje lav til ingen risiko for påkjørsel vinterstid. Samtidig vil kommuner som har mye attraktivt vinterhabitat ha en høy belastning av påkjørsler i vintersesongen, da dyrene aggregeres i disse områdene. En slik skjevfordeling kan også påvises ved å sammenligne trekketidspunktet med jaktutbytte i typiske sommer- og vinterområdekommuner (Loe et al. 2016). Fordi sesongtrekkende dyr krysser mange veger, kan det også være at områder med etablerte trekkruiter vil ha høyere risiko for påkjørsler i selve trekkperioden. Hjorten går i snitt gjennom 2 kommuner under sine trekkperioder, og kan krysse gjennom så mange som 6 kommuner på sin veg mellom sommer- og vinterområdene (Meisingset et al. 2018). Tilsvarende resultater er også funnet for elg (Rolandsen et al. 2010). Sesongtrekk kan også foregå innenfor større kommuner med variert topografi, noe som kan skape mye lokale variasjoner i risiko for påkjørsel. Denne typen områdebruk gir en skjev fordeling av antall påkjørsler mellom og innen kommuner som ikke vil fanges opp i modellene uten detaljerte, sesongspesifikke estimater på bestandstetthet.

4.1.1.3 Landskapsvariabler

Habitatbruk hos hjortevilt er relativt godt studert, og tidligere studier har funnet at habitatbruk hos elg, hjort og rådyr varierer gjennom døgnet og gjennom året som en respons på endrede behov for skjul og næringstilgang, og i forbindelse med reproduksjon (Bjørneraas et al. 2011, Godvik et al. 2009, Lykkja et al. 2009, Mysterud et al. 1999, Mysterud & Østbye 1999). Våre modeller

viser at påkjørselsrisikoen var avhengig av andelen areal med skog, jordbruk og bebyggelse rundt påkjørselspunktet for alle tre arter, men mønsteret varierte med sesong (jf. **Figur 7-9**). Mønstrene var heller ikke like mellom arter, og igjen er det rådyret som i størst grad skiller seg ut.

Alle tre arter opplevde økende risiko for påkjørsel med økende andel jordbruks- og skogareal innenfor en radius på 100 meter rundt påkjørselspunktet, men sesongeffekten og kurvene varierte mellom arter. Hjort og elg hadde motsatt sesongeffekt av disse arealkategoriene: Der elgens påkjørselsrisiko var høyere sommerstid når andelen jordbruksareal var stor, var det vinteren som ga den høyeste risikoen ved stor andel jordbruksareal for hjort. Det samme mønsteret finner vi igjen for andelen skogareal, men med noen forskjeller. For eksempel må andelen skogareal være høy (>70%) før relativ risiko for påkjørsel blir høyere på vinter enn på sommer for hjorten.

Elg og hjort har sine kjerneområder på motsatt kant av landet, noe som vises tydelig både i jaktstatistikken (jf. **Figur 4**) og i påkjørselsstatistikken (jf. **Figur 3**). Typiske elgområder er dermed ganske forskjellig fra typiske hjorteområder, der sistnevnte er mer preget av kystklima og markante høydegradienter. Dette påvirker både dyrenes adferd og områdebruk samt vegetasjonsforhold, men også mulighetene for hvor vegnettet kan legges, hastighet og dimensjon på vegnettet. Den bratte høydegradienten i vest gjør at hjorten, som gjerne trekker mellom høyreliggende sommerområder og lavereliggende vinterområder, i større grad vil oppholde seg i områder utilgjengelig for offentlige veger sommerstid (Mysterud et al. 2011). Dette kan forklare den forhøyede risikoen for påkjørsel på vinterstid sammenlignet med sommerstid, spesielt når andelen jordbruksareal er stor. Hjorten utnytter ofte innmark i større grad i vinterområdene enn i sommerområdene der det er mindre tilgang til jordbruksareal (Godvik et al. 2009). Elgen er også en delvis trekkende art, der mange individer har separate sommer- og vinterområder (Rolandsen et al. 2017). I hovedutbredelsesområdet er imidlertid høydegradienten mindre fremtredende, men snømengden er betydelig større enn der hjorten i hovedsak befinner seg. Elgen bruker også innmarka for næringssøk gjennom store deler av året, men til forskjell fra hjorten brukes jordbruksarealer i enda større grad sommer og høst enn vinterstid, når snø begrenser bevegelighet og mattilgang på dyrket mark (Godvik et al. 2009, Rolandsen et al. 2010). Dette kan forklare den forhøyede risikoen for elgpåkjørsler ved høy andel jordbruksareal sommerstid, og motsatt for hjorten. Andre medvirkede faktorer, men som vi ikke har hatt mulighet til å undersøke nærmere, er regionale forskjeller i 1) hva som produseres på jordbruksarealene (f.eks. korn eller gras) og 2) graden av vinterføring, som i enkelte områder benyttes i et forsøk på å holde elgen unna veg og jernbane (Andreassen et al. 2005, Storaas et al. 2005).

Både hjort og elg opplevde en negativ effekt av andel areal med bebyggelse på relativ risiko for påkjørsel (jf. **Figur 7-8**). Det var en effekt av sesong for elg, men denne var marginal. Hjorten viste ingen sesongeffekt. Begge arter oppholder seg i liten grad i tettbygde strøk (Fattebert et al. 2019, Rolandsen et al. 2010), og følgelig blir den relative risikoen for påkjørsel lav ved høy andel bebyggelse.

Rådyrets påkjørselsrisiko skiller seg tydelig fra risiko hos elg og hjort for alle areal typer. Der de øvrige artene har en eksponentiell utvikling av relativ risiko i positiv eller negativ retning, har rådyr en stigning mot en topp, før kurven igjen avtar for alle areal typer, i begge sesonger. Sesongeffekten er sterk for alle tre arealkategoriene, med vesentlig høyere risiko for påkjørsel vinterstid enn sommerstid. Kurvene følger imidlertid det samme mønsteret begge sesonger, men med en høyere relativ risiko for påkjørsel vinterstid. Dette mønsteret tyder på at rådyr stort sett er i de samme områdene hele året, og at påkjørselsrisikoen vinterstid antagelig er høyere på

grunn av mindre dagslys, vær- og føreforhold. Samtidig kan det tyde på at tettheten av rådyr er høy i mosaikklandskap med likere fordeling av de ulike landskapstypene skog og jordbruk, og derfor også noe bebyggelse. I tillegg vil rådyr sannsynligvis trekkes til lavereliggende områder med høyere vegtetthet vinterstid for å unngå dyp snø og finne mat. Størrelsen på leveområdet har en sterk positiv sammenheng med kroppsstørrelse hos klauvvilt (Ofstad et al. 2016). Nettopp rådyr er kjent for å bruke små områder sammenlignet med hjort og elg, og disse områdene blir ytterligere mindre vinterstid (Mysterud 1999, Rivrud et al. 2010, van Beest et al. 2011). Effekten av andel bebygde areal på risiko for påkjørsel skiller seg spesielt mye fra det vi fant hos hjort og elg. Rådyr opplever en mye høyere risiko ved høyere andel bebyggelse enn vi finner hos de øvrige artene (jf. **Figur 7-9**). Dette kan forklares av at rådyr i større grad enn elg og hjort oppholder seg nær bebygde områder og drar nytte av matressurser som finnes nær disse (Torres et al. 2011, Torres et al. 2012)

4.1.1.4 Snødybde

Værforholdene har tidligere blitt identifisert til å ha en sterk effekt på risikoen for viltpåkjørsler, og både temperatur og snøforhold trekkes frem som viktige påvirkningsfaktorer (Gundersen & Andreassen 1998, Mysterud 2004, Rolandsen et al. 2011, Solberg et al. 2009). Det er spesielt variasjon i værforhold vinterstid som påvirker antall viltpåkjørsler, men tidligere studier har også funnet at høye temperaturer om sommeren kan føre til økt antall påkjørsel av særlig elg og rådyr (Dussault et al. 2006, Solberg et al. 2009). Vi finner støtte i våre modeller for at gjennomsnittlig snødybde under tregrensa i kommunen øker risikoen for påkjørsel både for elg og rådyr, men hjorten var ikke påvirket av snødybde (jf. **Figur 7 - Figur 9**). Som nevnt i **kap. 4.1.1.1** vil økende snødybde ofte føre til at dyrene trekker ned mot lavereliggende områder der det vil være mindre snø og derfor lettere å bevege seg, samt bedre beiteforhold. Dette er gjerne passende områder for vegbygging, som gir en farlig kombinasjon av høy tetthet av hjortevilt og områder med godt utbygd vegnett. Når vinterhalvåret i tillegg kjennetegnes av langt dårligere siktforhold enn sommerhalvåret, og vi vet at hjortevilt justerer aktivitetsperiodene sine med endrede lysforhold slik at aktiviteten i større grad overlapper med perioder med mye trafikk om vinteren (Solberg et al. 2009), legger disse forholdene til rette for en sterk økning i risiko for påkjørsel vinterstid.

For elg og rådyr viste modellene at risikoen for påkjørsel økte med økende snødybde opptil et visst punkt (ca. 30 cm for rådyr og 40 cm for elg), før risikoen igjen avtok ved ytterligere stigende snødybde. Snøen fører til økt energiforbruk ved bevegelse, og kan derfor virke som en begrensende faktor når hjortevilt skal bevege seg, slik at leveområdene avtar i størrelse (Parker et al. 1996, Parker et al. 1984, Rivrud et al. 2010). Samtidig vil stor snødybde gjøre det vanskelig å nå ned til viktige beiteplanter i bunn- og feltsjiktet. Begge disse faktorene vil ha en langt mindre begrensende effekt på elg enn rådyr, der førstnevnte er langbeint og lettere kan ta seg frem i dypere snø, mens rådyr møter en kritisk snødybde på kun 50 cm (Cederlund & Liberg 1995). Samtidig beiter elgen i større grad kvist, og dessuten kvister med større diameter enn hjort og rådyr (Shipley et al. 1999), og begrenses derfor ikke like mye av snømengde som rådyr når det gjelder næringstilgang, da rådyr også i større grad beiter i bunn- og feltsjiktet (Cederlund 1980, Mysterud et al. 1997). Når snødybden stiger tilstrekkelig, er det forventet at både rådyr og elg vil flytte seg til lavereliggende områder som nevnt over, som kan øke risikoen for påkjørsel. Stiger snødybden imidlertid ytterligere over denne terskelverdien, kan det føre til at snøen begrenser bevegelighet i så stor grad at krysningsfrekvensen over vegnettet avtar. Det kan også være at i de kommunene med høyest gjennomsnittlig snødybde, så er det en stor andel dyr som trekker ut av kommunen og til lavereliggende områder i andre kommuner. Snødybden er i så fall også

et uttrykk for sesongmessige endringer i tetthet mellom kommuner forårsaket av trekkende individer. Slike sesongmessige endringer i tetthet er ikke med i modellen siden vi kun har et mål på bestandstetthet fra jakta. Utbredelse av de to artene vil også påvirke modellresultatene, da vi kan forvente at elgen, som er godt tilpasset det nordlige klimaet med mye snø (Telfer & Kelsall 1984), i større grad har en utbredelse som dekker snørike kommuner, mens rådyr vil ha lavere eller ingen forekomst i disse kommunene.

Modellen for hjort viste ingen effekt av snødybde på risiko for påkjørsel. Hjorten har kortere bein og mindre kroppsstørrelse enn elg, samtidig som den beiter mer i feltsjiktet enn i busksjiktet, og kan derfor forventes å påvirkes mer av snø enn det elgen blir. Den manglende effekten av snø kan skyldes at vi måler snødybde som et snitt innen kommunen under tregrensen, og kommunene der hjorten har sin hovedutbredelse er i hovedsak kommuner med kystklima og derfor mindre snø. Dette kan vi også se i **vedlegg 2**, som viser at snødybden på påkjørselspunktet for hjort er vesentlig lavere enn for elg, men også lavere enn for rådyr. Med sin størrelse vil vi forvente at hjorten tolerer dypere snø enn rådyr under bevegelse, men da den i mindre grad opplever slike snømengder kan det forklare noe av forskjellene i snøeffekten mellom artene. Hjorten er imidlertid gressbeiter i større grad enn rådyret, og hjorten utnytter innmarka med eng når det ikke er snø. En annen mulig forklaring er derfor at hjorten i perioder med lite snø dagpendler mellom beiting på innmark på natta og opphold i skogen på dagtid. Dette innebærer ofte kryssing av vei. I perioder med mye snø vil det være vanskelig å beite på innmark, og hjorten vil stå mer i skog uten å krysse vei. Mer detaljerte studier er nødvendig for å avklare i hvor stor grad slike forhold påvirker påkjørselsrisikoen.

Effekten av snødybde på risiko for påkjørsel varierte også med sesong. Det virker kanskje lite logisk å snakke om effekten av snødybde om sommeren, men siden Norge er et langstrakt land med variert topografi, kan det gjerne forekomme snø under tregrensa også i det vi her har definert som sommermånedene (1. april – 31. oktober). Særlig i høyereliggende områder langt fra kysten og nord i landet. For både rådyr og elg fulgte kurvene det samme klokkeformede mønstret begge sesonger, men den relative risikoen for påkjørsel var klart lavere om sommeren. Modellene predikerer risiko ut fra gjennomsnittlig snødybde under tregrensa i kommunene. Vi kan derfor anta at den lavere risikoen ved en gitt snødybde sommerstid i hovedsak vil skyldes endrede lysforhold på denne tiden av året, som fører til bedre sikt og et aktivitetsmønster hos hjortevilt som i mindre grad overlapper med de mest intense trafikkperiodene (Solberg et al. 2009).

En annen faktor vi ikke har hatt anledning til å undersøke, og som kan påvirke effekten av snø på påkjørselsrisiko i begge sesonger, er snøens konsistens i tillegg til snødybden.

4.1.1.5 Vegkategorier

Norske offentlige veger deles inn i 4 hovedkategorier: Europaveger (EV), Riksveger (RV), Fylkesveger (FV) og Kommunale veger (KV). Vi bruker vegkategori som et mål på trafikkbelastning og fart, og de rangeres fra størst til minst belastning slik: EV, RV, FV, KV. Da Norge er et langstrakt land med spredt bebyggelse og veger i samme kategori som strekker seg gjennom hele landet (f.eks. EV), kan vi forvente stor variasjon i faktisk trafikkbelastning også innen vegkategori. Siden vi mangler estimater på trafikkvolum på de fleste offentlige vegene, har vi likevel brukt kategoriseringen til å gi et grovt bilde på hvor trafikkerte vegene er.

Modellene våre viser relativt konsistente effekter av vegkategori på risiko for påkjørsel for både elg, hjort og rådyr (jf. **Figur 7-9**). Alle arter opplevde høyest risiko for påkjørsel på RV, tett etterfulgt av EV. FV og KV hadde lavere relativ risiko, der KV var klart lavest for alle artene. Vegnettet for EV og RV består i stor grad av større veger med høy fartsgrense og stort trafikkvolum, og med mye gjennomfartstrafikk. Det er derfor naturlig at relativ risiko for påkjørsel er høyere i disse kategoriene. Større veger som EV (men ofte også RV), vil gjerne ha en høyere grad av effektive tiltak for å redusere påkjørsler, som viltgjerd med kryssingsstrukturer (Huijser et al. 2016, Rytwinski et al. 2016). Skilting, som har vist seg mindre effektivt, er utbredt over hele landet, og på alle vegkategorier (Solberg et al. 2009). Et annet tiltak som er mye brukt er rydding av vegetasjon, men studier av effekten spriker. Noen har funnet en reduksjon i antall påkjørsler (Jaren et al. 1991, Meisingset et al. 2014), mens andre fant ingen klar reduksjon eller i verste fall en økt ulykkesfrekvens som følge av vegetasjonsrydding langs veien (Lindstrøm 2016, Rolandsen et al. 2015, Sivertsen et al. 2010, Tanner et al. 2017). Årsaken til disse sprikende resultatene kan enten være at tiltaket ofte ikke er effektivt, eller at studiedesign ikke var optimale (se f.eks. Rytwinski et al. 2015). Det kan også være knyttet til varierende gjennomføring (f.eks. hvor mange meter ut i terrenget som ble ryddet) og vedlikeholdsintervaller (fjerne nyvekst av attraktive beiteplanter; Rea 2003, Rea et al. 2007, Rea et al. 2010, Tanner & Leroux 2015). Uansett kan effektive tiltak ha bidratt til at vi fant en lavere risiko for påkjørsel enn forventet på EV. Samtidig har man også funnet at veger med et trafikkvolum over 10 000 biler i døgnet har en barriereeffekt for elg. Dette kan dermed pga. lavere kryssingsfrekvens av hjortevilt medføre lavere påkjørselsrisiko enn middels trafikerte veger selv i fravær av tiltak (Seiler 2005). Hvis dette er tilfellet, vil dette også kunne gi lavere predikert risiko for påkjørsel i våre modeller. Vegnettet av FV og KV består i større grad av mindre veger med lavere trafikkbetlastning og lavere fartsgrenser, noe som kan forklare den relativt lave risikoen for påkjørsel i modellen.

Elg og rådyr opplevde også en sesongeffekt når det kommer til vegkategori, men denne var marginal og gjaldt kun for én vegkategori per art. For elg var relativ påkjørselsrisiko høyere sommerstid enn vinterstid på RV og for rådyr var den høyere vinterstid enn sommerstid på FV.

4.1.2 Modell for alle tre arter - flerartsmodellen

Elg, hjort og rådyr har alle relativt ulike beitepreferanser, og de bruker landskapet forskjellig og i ulikt omfang på grunn av ulike føde- og habitatpreferanser og ulike bevegelsesmønstre (Olsson et al. 2008, Torres et al. 2011, Veiberg et al. 2007). Aktivitetsmønsteret gjennom døgnet kan også variere mellom artene (Cederlund 1980, Cederlund 1989, Solberg et al. 2009). Mange av disse forskjellene skyldes den store størrelsesforskjellen mellom artene, men også ulik adferd. Vi forventet derfor at selv i områder der alle artene opptrer, vil det være artsspesifikk romlig variasjon i risiko for påkjørsel som følge av dette.

Siden vi ser på relativ risiko for påkjørsel i våre modeller, vil ikke den faktiske risikoen være sammenlignbar mellom artsvisse modeller for hele Norge. Det betyr at vi kan sammenligne mønstre og retninger kurvene for påkjørselsrisiko tar mellom arter, men vi kan ikke si om den ene arten har høyere risiko for påkjørsel ved en gitt verdi av en landskapsvariabel enn en annen art. I den lokale modellen der vi inkluderer alle tre arter i samme modell er dette mulig. Modellen omfattet 18 kommuner der det var påkjørt 10 eller flere av hver art, og gir et bilde på den romlige variasjonen i påkjørselsrisiko mellom artene.

Modellen viste at det var variasjon mellom artene i hvordan andelen jordbruksareal og bebygelse, samt snødybde, påvirket risiko for påkjørsel (jf. **Figur 10**). For andel skogareal og vegkategori var det ingen forskjeller mellom arter. Alle artene opplevde økt risiko med økende andel

skog- og jordbruksareal. Rådyr opplevde den helt klart høyeste relative risikoen for påkjørsel med økende andel jordbruksareal. For rådyr fant vi også den samme positive sammenhengen mellom påkjørselsrisiko og andel bebyggelse (opptil et visst punkt) som i de artsvisse modellene, mens sammenhengen var negativ for elg og hjort. Den relative påkjørselsrisikoen for rådyr var mye høyere enn for elg og hjort uansett andel bebygd areal. Den høyere risikoen rådyr opplever både i bebygd areal og ved jordbruksarealer kan igjen skyldes rådyrets tendens til å oppholde seg nærmere mennesker for å utnytte matressurser enn de øvrige artene (Torres et al. 2011, Torres et al. 2012). De er også kjent for å tilbringe vesentlig tid på innmark gjennom hele året. Bruken av innmark er størst sommer/høst og vinter/vår for henholdsvis elg og hjort (Bjørneraas et al. 2011, Godvik et al. 2009, Rolandsen et al. 2010, Torres et al. 2011, Torres et al. 2012). Modellprediksjonene på kart viste også et større samsvar for elg og hjort enn for rådyr når det gjaldt relativ risiko for påkjørsel på de ulike vegstrekningene.

Effekten av snødybde på risiko for påkjørsel varierte også mellom artene. Rådyr og hjort viste en negativ sammenheng mellom snødybde og påkjørselsrisiko, det vil si en redusert risiko for påkjørsel i de mest snørike kommunene, mens forholdet var motsatt for elg. Disse mønstrene samsvarer ikke helt med mønstre fra de artsvisse modellene. Dette skyldes sannsynligvis at i de 18 kommunene som inkluderes i modellen er gjennomsnittlig snødybde mye lavere (2.6-47.76 cm) enn den er i modeller for hele Norge (0-76.15 cm). Det er derfor ikke mulig å sammenligne modellene direkte. Den generelt lavere snødybden kan også føre til at det i mange kommuner ikke vil være tilstrekkelig dyp snø til å begrense dyrenes områdebruk, men om så var tilfelle ville man ikke forventet en negativ sammenheng mellom snødybde og påkjørselsrisiko for hjort og rådyr og en positiv effekt av snødybde for elg, som med sine lange ben og store kroppsstørrelse tolerer dypere snø bedre enn hjort og rådyr (Cederlund & Liberg 1995, Telfer 1970). Samtidig er vårt mål på snødybde et gjennomsnittsmål over en lengre periode, mens den faktiske snødybden målt midtvinters (januar-februar) når det som oftest er flest ulykker kan være vesentlig høyere enn gjennomsnittet, og dermed kunne begrense bevegelsene til rådyr og hjort spesielt. Ved lav til middels høy (ca. 30 cm) snødybde er påkjørselsrisikoen høyest for rådyr, noe som stemmer godt med den relative forskjellen i kroppsstørrelse mellom artene.

Det var ingen forskjell mellom arter når det gjelder effekten av vegkategori på risiko for påkjørsel. Risikoen var høyest for RV, med EV på tilnærmet samme nivå, etterfulgt av FV og til slutt KV. Dette mønsteret er konsistent med det vi fant for de artsvisse modellene, der det heller ikke var noen store ulikheter mellom artene. Årsaken til at EV og RV ligger relativt likt i den lokale modellen, kan være at området som inkluderes her sannsynligvis har færre effektive tiltak som viltgjerd, og at trafikintensiteten er mer lik mellom EV og RV langs vegnettet i disse områdene, enn i landet forøvrig.

4.1.3 Risikofordeling over vegnettet

Fra de artsvisse modellene uten villtetthet bygde vi risikokarter som viser relativ risiko for påkjørsel over hele det offentlige vegnettet (se **kap 3.3.1**). Vi forsøkte først å predikere fra modellene med tetthet av vilt inkludert siden det er forventet og i tråd med tidligere studier at tetthet er en sterk påvirkningsfaktor bak risiko for påkjørsel (Mysterud 2004, Rolandsen et al. 2011, Solberg et al. 2009). Men på grunn av at vi benytter fellingstall som mål på villtetthet i våre modeller, reflekterer disse villtettheten om høsten. Dermed tas det ikke hensyn til at hjortevilt i mange områder vandrer mellom ulike sommer- og vinterområder, og dermed gjenspeiler ikke dette den faktiske villtettheten om vinteren når de fleste ulykkene skjer, og prediksjonene blir dermed dårlige. Uten sesongspesifikke mål på villtetthet gir derfor ikke de predikerte risikokartene mening i mange områder. Ved å kjøre modellene uten villtetthet inkludert, og legge disse modellene til

grunn for kartprediksjoner, får vi ut risikokart som gir et bedre bilde på predikert risiko basert på landskapsvariabler, vegkategori og snødybde. Vi legger derfor prediksjoner fra modeller uten villtetthet inkludert for videre diskusjon av kartprediksjonene. Kartene med risikoprediksjoner fra modeller uten villtetthet inkludert viser at mønstrene for påkjørselsrisiko drives av landskapsvariablene, og også i stor grad vegkategori med forhøyet risiko på EV og RV. Med tetthet ute av modellen blir hele risikospekteret mer jevnt fordelt ut over hele landet, og man kan også få en viss formening om hva som kan bli belastede strekninger ved fremtidig spredning av de ulike artene til nye områder.

For alle tre arter består hoveddelen av vegnettet av lavrisikoområder (59-75 %), etterfulgt av middels risiko (21-36 %) og til slutt høy risiko for påkjørsel (4-6 %). Hjort har den klart største andelen av vegstrekninger klassifisert som lav risiko for påkjørsel, og dette gjelder begge sesonger. Den store andelen lavrisikostrekninger hos hjort gjenspeiles i en tilsvarende lavere andel av vegnettet klassifisert som middels risiko, mens andelen med høy risiko er relativt lik mellom arter og mellom sesonger. Dette viser at vegstrekninger med høy risiko er relativt konsentrert for alle arter, noe som også vises ved at det er stor variasjon mellom fylkene. Selv om tetthet er utelatt fra modellene som ligger til grunn for prediksjonene, finner vi likevel størst andel med strekninger med høy påkjørselsrisiko i artenes respektive kjerneområder.

Sesongvariasjonene i risikoklassifisering av vegnettet er små for alle arter. Andelen høyrisikostrekninger øker for alle arter vinterstid, og den øker klart mest for rådyr. Samtidig øker andelen strekninger med middels risiko sommerstid for hjort og rådyr, mens andelen strekninger med lav risiko avtar. For elg er forholdet motsatt i disse to klassene, der andelen strekninger med middels risiko for påkjørsel avtar sommerstid, mens andelen strekninger med lav risiko øker. For hjort og rådyr er økningen i andelen strekninger med middels risiko sommerstid som forventet, da de generelt har større leveområder om sommeren sammenlignet med vinteren (Mysterud 1999, Rivrud et al. 2010). Større sommerområder tilsier en bredere fordeling av bestanden i landskapet, som igjen betyr at dyrene kan komme i kontakt med en større del av vegnettet. Om dette er tilfelle, ville vi forvente at risikoen for påkjørsel blir mer spredt utover vegnettet, og derfor en økning i strekninger med middels risiko. Reduksjonen i andelen strekninger med middels risiko sommerstid for elg er uventet, da elgen, som de øvrige artene, også generelt har større leveområder om sommeren sammenlignet med vinteren (van Beest et al. 2011), men det bør nevnes at forskjellene mellom sesonger er meget små. For elg, som de øvrige artene, finner vi forventet økning i høyrisikostrekninger om vinteren. Dette henger sammen med at forholdene vinterstid gjerne fører til aggregering av dyr i dalfører og andre laveliggende områder som følge av dyp snø (Mysterud et al. 2011, Olson et al. 2015, Rolandsen et al. 2011), som igjen kan føre til at flere dyr oppholder seg nærme veg.

4.2 Datakvalitet

Vi har presentert de første romlige analysene av påkjørselsrisiko samlet for rådyr, elg og hjort i hele Norge. Modellene predikerer i stor grad høyere risiko i områder der det forekommer mange påkjørsler. Kartene med romlig eksplisitte prediksjoner er derfor et godt egnet utgangspunkt til å identifisere vegstrekninger hvor avbøtende tiltak er aktuelt. En begrensning med modellene er fraværet av data på blant annet avbøtende tiltak, men også på en lang rekke andre variabler som kan forbedre modeller av påkjørselsrisiko. Vi gir i det videre en oversikt over data og begrensninger i tilgjengelige databaser med diskusjon av muligheter og begrensninger per i dag.

4.2.1 Registreringer i de ulike databasene og anvendbarhet

Det er i hovedsak tre ulike databaser som var aktuelle å vurdere til romlige analyser av påkjørselsrisiko for hjortevilt: Hjorteviltregisteret (HVR), STRAKS ulykkesregister og Statistisk Sentralbyrå (SSB).

De ulike registrene tjener ulike formål, og det er derfor variasjon i hva som registreres. STRAKS ulykkesregister eies av Statens Vegvesen, og registrerer kun viltpåkjørsler som ender i personskade. Dette vil i mange tilfeller effektivt utelukke påkjørsler av en del arter med liten kroppsstørrelse, da disse sjelden vil føre til personskader under påkjørsel. Motsatt sammenheng kan vi forvente å finne for registeret til SSB. Her registreres kun påkjørsler som har dødelig utgang for viltet. For dyr med stor kroppsstørrelse, slik som elg, er det kun rundt 50 % av påkjørslene som ender med at viltet bekreftes dødt, enten på plassen eller ved ettersøk (Solberg et al. 2009). SSBs register de senere år stammer i økende grad fra HVR, og vi vil i fremtiden følgelig finne igjen alle påkjørsler som er registrert i SSBs database i HVR. SSB-tallene diskuteres derfor ikke videre. I HVR registreres alle viltpåkjørsler som blir rapportert inn fra kommunen, uavhengig av utfallet for viltet og for personene som var involvert i påkjørselen. Selv om det er knyttet mørketall til spesielt små arter fordi påkjørsel av disse ofte ikke blir rapportert inn av bilistene, vil HVR fange opp en veldig mye større andel av påkjørslene enn de øvrige registrene.

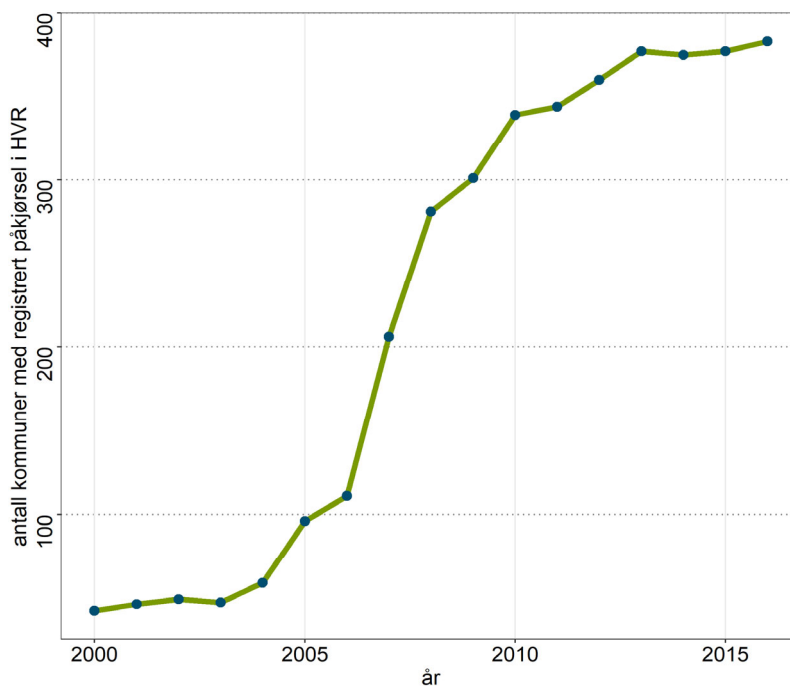
Variablene som registreres i de ulike databasene er også sterkt assosiert med hvem som driver databasen. I STRAKS vil man finne informasjon om skadeomfang på personer involvert i ulykene, men også vegdata som fartsgrense, vegkategori, vegbredde og felt- og dekketype. I tillegg registreres mange nyttige miljøvariabler som vær-, lys- og føreforhold, temperatur og bebyggelse. En viktig mangel ved STRAKS er at artsdata ikke registreres med unntak for der det skrives inn i et merknadsfelt. Hvilken art som er involvert er derfor ufullstendig registrert i STRAKS, og det oppgis heller ingenting om dyrets alder, kjønn, osv. I HVR registreres både art, alderskategori og kjønn.

Forøvrig har både HVR og STRAKS registrering av dato og tidspunkt, men sistnevnte mangler i mange tilfeller særlig for data før 2007 i HVR. Videre registreres typen kjøretøy (f.eks. personbil, lastebil, MC) i begge databasene.

For denne rapporten ville en kombinasjon av kovariater fra STRAKS og HVR vært optimalt. Det ville gitt data både om det påkjørte individet med tilhørende kovariater, og på miljøvariabler som fartsgrenser, antall kjørefelt, årstdøgntrafikk og andre vegdata. I HVR for fallvilt gis det kun mulighet til å registrere vær-, lys- og føreforhold, og det er en del mangler i hvor stor grad alle detaljer blir registrert. Da dette kan være verdifulle data å legge til grunn for risikoanalyser som videre kan brukes for å sette inn målrettede tiltak, bør det oppfordres til en mest mulig komplett utfylling av fallviltskjemaene.

4.2.2 Dataskvalitet i HVR - utvikling over tid og status pr. i dag

HVR ble opprettet i 2003, mens muligheten for å bruke kartbaserte verktøy for å angi koordinater ble innført i 2007. Sammen med enkelte andre forbedringer i samme periode medførte dette at en stadig økende andel av kommunene tok i bruk HVR til registrering og rapportering av fallvilt. Siden 2007 har det kun vært mindre endringer i hva som registreres. Det er kommunene som har ansvaret for å registrere data i HVR, og å rapportere disse til Miljødirektoratet og SSB. Til syvende og sist avhenger derfor kvaliteten på de innrapporterte dataene av hvor gode rutiner kommunene har rundt registrering og kvalitetssikring av fallviltdata. Om vi ser på antall kommuner som registrerer påkjørsler av vilt, både fra bil og tog, fra år 2003 når registeret ble etablert

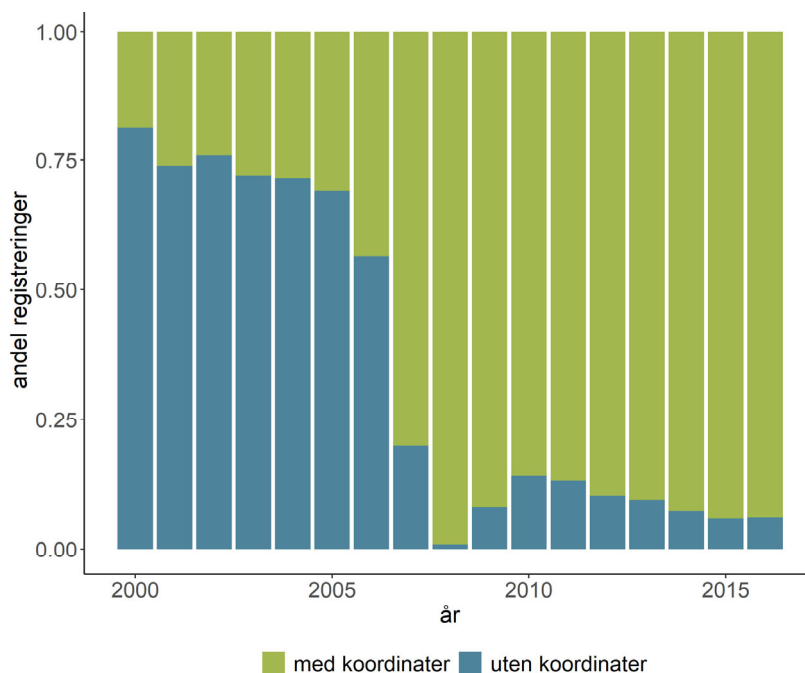


Figur 24. Antall kommuner med registrerte påkjørsler i Hjorteviltregisteret fra år 2000-2016.

og frem til 2016, ser vi at det har vært en sterk positiv utvikling (**Figur 24**). I 2003 var det kun 47 kommuner som registrerte påkjørsler i HVR, mens i 2016 er dette tallet oppe i 383 kommuner.

Korrekt stedsangivelse, i form av registrering av koordinater for påkjørselsstedet, har også blitt sterkt forbedret fra 2000 til 2016, og godt over 90% av alle påkjørsler registreres nå med koordinater i HVR (**Figur 25**). Vi fant imidlertid at det i noen tilfeller var oppgitt feil koordinater, de de havnet >100 meter unna offentlig veg. Dette kan skyldes feil, men også at dyret ble sporet opp ved ettersøk og funnet lenger unna vegnettet, og at det er funnstedets koordinater som er blitt registrert.

Vi ser et hopp fra 2006 til 2007/2008 både i antall kommuner som rapporterer inn påkjørsler (**Figur 24**) og i andelen påkjørsler som registreres med koordinater (**Figur 25**). Denne økningen sammenfaller med omleggingen til kartbaserte verktøy for registrering av fallvilt og forbedret elektronisk rapportering til SSB, som uten tvil førte til bedre registrering av data. Data om fallvilt i HVR for årene 2003-2007 er i stor grad importert fra lokale og regionale databaser/regneark fra kommunene. Data før 2003 er i sin helhet importert fra slike kilder, eller i en del tilfeller etterregistrert av kommunene. I dag benytter alle kommuner seg av HVR, noe som bidrar til å øke tilliten til at dataene er geografisk representative, og anvendbar i analyser av påkjørselsrisiko på nasjonal skala.



Figur 25 Andelen registrerte påkjørsler med og uten koordinater (nøyaktig stedsangivelse) fra år 2000-2016.

4.2.3 Datakvalitet og anvendbarhet

Med bakgrunn i analysene over datakvalitet kan vi konkludere med at Hjorteviltregisteret har utviklet seg til å bli en database av meget god kvalitet, og utgjør per i dag et enestående representativt datasett for viltulykker på nasjonal skala. Vi kan slå fast at norsk kommunal hjorteviltforvaltning tar sitt samfunnsansvar på alvor og bidrar til den generelle kunnskapsutviklingen som behøves for å redusere omfanget av viltpåkjørsler.

For våre analyser av årsaker til viltpåkjørsler hos hjortevilt på landsnivå har vi valgt å benytte kun en mindre del av tilgjengelig data i hjorteviltregisteret som gir tilfredsstillende representasjon på nasjonal skala, uten å måtte korrigere for lokal variasjon i datakvalitet og komplett registrering. Dette indikerer ikke at data som her ble ekskludert ikke kan benyttes til andre analyser av viltpåkjørsler, men at vi valgte å benytte data fra år der en høy andel kommuner hadde rapportert påkjørsler. På tilsvarende måte som vi her har gjort et tidsavgrenset utvalg for å sikre tilfredsstillende geografisk representasjon, kan man heller gjøre en geografisk avgrensning til områder med stabil rapportering av høy kvalitet over lang tid for å sikre tilfredsstillende tidsserier.

I fremtidige analyser ser vi muligheter for å studere i mer detalj hvorfor ulykker enkelte steder ser ut til å inntreffe mer klumpvis (Bíl et al. 2019), ofte kalt hotspot-analyser, enn hva som kan forklares ut fra grove arealklasser. I slike analyser kan det med fordel inkluderes mer detaljert informasjon om arealtyper, men også informasjon om vegene (f.eks. trafikkvolum, fartsgrense o.l.), snø- og andre værforhold. Slike analyser vil også kunne omfatte evalueringer av tiltag eller andre iverksatte tiltak for å redusere antall viltpåkjørsler, gitt at det også eksisterer tilstrekkelig med data om når, hvor og hvordan tiltak har blitt iverksatt. Nye kvantitative analysemetoder, slik som hierarkiske modeller som integrerer ulike former for usikkerhet (f.eks. skiller mellom måle- og prosessusikkerhet), kan dessuten lettere håndtere og kompensere for mangler i datasett, og man kan dermed inkludere større deler av tilgjengelige data i enkelte type analyser.

5 Referanser

- Albon, S.D. & Langvatn, R. 1992. Plant phenology and the benefits of migration in a temperate ungulate. *Oikos* 65(3): 502-513.
- Andreassen, H.P., Gundersen, H. & Storaas, T. 2005. The effect of scent-marking, forest clearing, and supplemental feeding on moose-train collisions. *The Journal of wildlife management* 69(3): 1125-1132.
- Bates, D., Maechler, M., Bolker, B. & Walker, S. 2015. Fitting Linear Mixed-Effects Models Using lme4. *Journal of Statistical Software* 67(1): 1-48.
- Bíl, M., Andrášik, R., Duřa, M. & Sedoník, J. 2019. On reliable identification of factors influencing wildlife-vehicle collisions along roads. *Journal of Environmental Management* 237: 297-304.
- Bischof, R., Loe, L.E., Meisingset, E.L., Zimmermann, B., Van Moorter, B. & Mysterud, A. 2012. A migratory northern ungulate in the pursuit of spring: Jumping or surfing the green wave? *American Naturalist* 180(4): 407-424.
- Bjørneraas, K., Solberg, E.J., Herfindal, I., Van Moorter, B., Rolandsen, C.M., Tremblay, J.-P., Skarpe, C., Sæther, B.-E., Eriksen, R. & Astrup, R. 2011. Moose *Alces alces* habitat use at multiple temporal scales in a human-altered landscape. *Wildlife Biology* 17(1): 44-54.
- Boyce, M.S., Vernier, P.R., Nielsen, S.E. & Schmiegelow, F.K.A. 2002. Evaluating resource selection functions. *Ecological Modelling* 157(2-3): 281-300.
- Bunnefeld, N., Boerger, L., van Moorter, B., Rolandsen, C.M., Dettki, H., Solberg, E.J. & Ericsson, G. 2011. A model-driven approach to quantify migration patterns: individual, regional and yearly differences. *Journal of Animal Ecology* 80(2): 466-476.
- Burnham, K.P. & Anderson, D.R. 2002. *Model Selection and Multimodel Inference: A Practical Information-Theoretic Approach*. 2nd. utg. Springer-Verlag, New York, NY.
- Cagnacci, F., Focardi, S., Heurich, M., Stache, A., Hewison, A.J.M., Morellet, N., Kjellander, P., Linnell, J.D.C., Mysterud, A., Neteler, M., Delucchi, L., Ossi, F. & Urbano, F. 2011. Partial migration in roe deer: migratory and resident tactics are end points of a behavioural gradient determined by ecological factors. *Oikos* 120(12): 1790-1802.
- Cederlund, G. 1980. Foods of moose and roe-deer at Grimsö in central Sweden-results of rumen content analyses. *Swedish Wildlife Research* 11: 169-247.
- Cederlund, G. 1989. Activity patterns in moose and roe deer in a north boreal forest. *Ecography* 12(1): 39-45.
- Cederlund, G. & Liberg, O. 1995. *Rådjuret. Viltet, ekologin och jakten*. Svenska Jägareförbundet, Solna.
- Direktoratet for naturforvaltning. 2009. Strategi for forvaltning av hjortevilt. Verdsatt lokalt – anerkjent globalt. DN-rapport 8 – 2009. 60 s.
- Dussault, C., Poulin, M., Courtois, R. & Ouellet, J.-P. 2006. Temporal and spatial distribution of moose-vehicle accidents in the Laurentides Wildlife Reserve, Quebec, Canada. *Wildlife Biology* 12(4): 415-426.

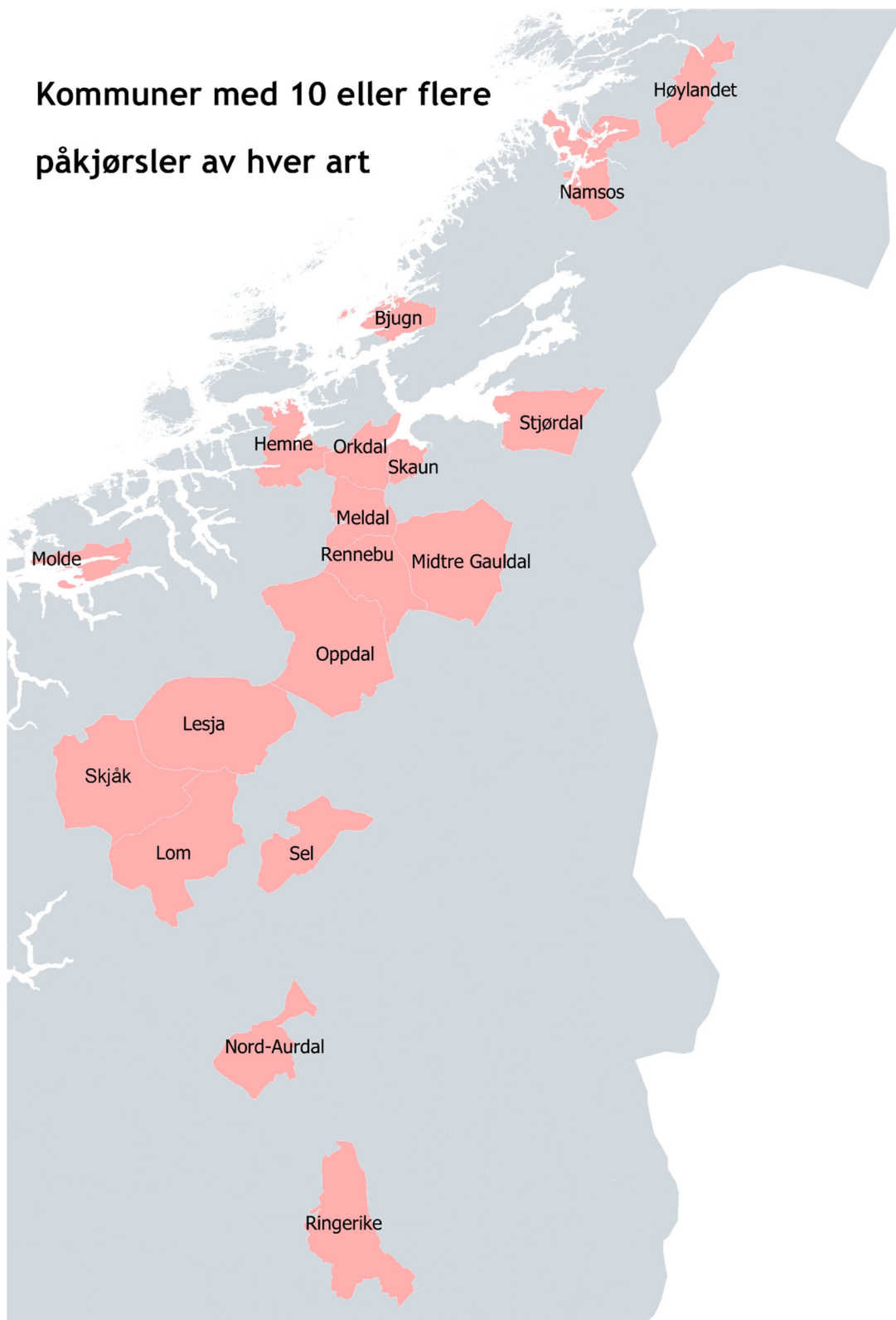
- Fattebert, J., Morelle, K., Jurkiewicz, J., Ukalska, J. & Borkowski, J. 2019. Safety first: seasonal and diel habitat selection patterns by red deer in a contrasted landscape. *Journal of Zoology* 308(2): 111-120.
- Fryxell, J.M., Packer, C., McCann, K., Solberg, E.J. & Saether, B.-E. 2010. Resource Management Cycles and the Sustainability of Harvested Wildlife Populations. *Science* 328(5980): 903-906.
- Godvik, I.M.R., Loe, L.E., Vik, J.O., Veiberg, V., Langvatn, R. & Mysterud, A. 2009. Temporal scales, trade-offs, and functional responses in red deer habitat selection. *Ecology* 90(3): 699-710.
- Grøtan, V., Sæther, B.-E., Engen, S., Solberg, E.J., Linnell, J.D., 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.
- Gundersen, H. & Andreassen, H.P.J.W.B. 1998. The risk of moose *Alces alces* collision: A predictive logistic model for moose-train accidents 4(2): 103-110.
- Huijser, M.P., Fairbank, E.R., Camel-Means, W., Graham, J., Watson, V., Basting, P. & Becker, D. 2016. Effectiveness of short sections of wildlife fencing and crossing structures along highways in reducing wildlife–vehicle collisions and providing safe crossing opportunities for large mammals. *Biological conservation* 197: 61-68.
- Huseby, O. 2013. Spatio-temporal variation in moose-vehicle collisions: the effect of varying traffic intensity and light conditions. Norwegian University of Science and Technology.
- Jaren, V., Andersen, R., Ulleberg, M., Pedersen, P.H. & Wiseth, B. 1991. Moose-train collisions: the effects of vegetation removal with a cost-benefit analysis. *Alces* 27: 93-99.
- Lindstrøm, I.M. 2016. No mitigating effects of roadside vegetation clearing on ungulate-vehicle collisions in Nord-Trøndelag, Norwegian University of Science and Technology.
- Loe, L.E., Rivrud, I.M., Meisingset, E.L., Bøe, S., Hamnes, M., Veiberg, V. & Mysterud, A. 2016. Timing of the hunting season as a tool to redistribute harvest of migratory deer across the landscape. *European journal of wildlife research* 62(3): 315-323.
- Lykkja, O.N., Solberg, E.J., Herfindal, I., Wright, J., Rolandsen, C.M. & Hanssen, M.G. 2009. The effects of human activity on summer habitat use by moose. *Alces* 45: 109-124.
- Manly, B.F.J., McDonald, L.L., Thomas, D.L., McDonald, T.L. & Erickson, W.P. 2002. Resource selection by animals: statistical design and analysis for field studies. 2nd. utg. Kluwer Academic Publishers, Dordrecht.
- Mastro, L.L., Conover, M.R. & Frey, S.N. 2010. Factors influencing a motorist's ability to detect deer at night. *Landscape and Urban Planning* 94(3-4): 250-254.
- Meisingset, E.L., Loe, L.E., Brekkum, Ø. & Mysterud, A. 2014. Targeting mitigation efforts: The role of speed limit and road edge clearance for deer–vehicle collisions. *The Journal of Wildlife Management* 78(4): 679-688.
- Meisingset, E.L., Loe, L.E., Brekkum, Ø., Bischof, R., Rivrud, I.M., Lande, U.S., Zimmermann, B., Veiberg, V. & Mysterud, A. 2018. Spatial mismatch between management units and movement ecology of a partially migratory ungulate. *Journal of Applied Ecology* 55(2): 745-753.

- Mysterud, A., Bjørnsen, B.H. & Østbye, E. 1997. Effects of snow depth on food and habitat selection by roe deer *Capreolus capreolus* in an altitudinal gradient in south-central Norway. *Wildlife Biology* 3: 27-33.
- Mysterud, A. 1999. Seasonal migration pattern and home range of roe deer (*Capreolus capreolus*) in an altitudinal gradient in southern Norway. *Journal of Zoology* 247: 479-486.
- Mysterud, A., Lian, L.B. & Hjermann, D.O. 1999. Scale-dependent trade-offs in foraging by European roe deer (*Capreolus capreolus*) during winter. *Canadian Journal of Zoology* 77(9): 1486-1493.
- Mysterud, A. & Østbye, E. 1999. Cover as a habitat element for temperate ungulates: effects on habitat selection and demography. *Wildlife Society Bulletin* 27(2): 385-394.
- Mysterud, A. 2004. Temporal variation in the number of car-killed red deer *Cervus elaphus* in Norway. *Wildlife Biology* 10(1): 203-211.
- Mysterud, A., Meisingset, E.L., Veiberg, V., Langvatn, R., Solberg, E.J., Loe, L.E. & Stenseth, N.C. 2007. Monitoring population size of red deer *Cervus elaphus*: an evaluation of two types of census data from Norway. *Wildlife Biology* 13: 285-298.
- Mysterud, A., Loe, L.E., Zimmermann, B., Bischof, R., Veiberg, V. & Meisingset, E. 2011. Partial migration in expanding red deer populations at northern latitudes - a role for density dependence? *Oikos* 120(12): 1817-1825.
- Mysterud, A., Bischof, R., Loe, L.E., Odden, J. & Linnell, J.D. 2012. Contrasting migration tendencies of sympatric red deer and roe deer suggest multiple causes of migration in ungulates. *Ecosphere* 3(10): 1-6.
- Niemi, M., Rolandsen, C.M., Neumann, W., Kukko, T., Tiilikainen, R., Pusenius, J., Solberg, E.J., Ericsson, G. & Prevention. 2017. Temporal patterns of moose-vehicle collisions with and without personal injuries. *Accident Analysis* 98: 167-173.
- Northrup, J.M., Hooten, M.B., Anderson Jr, C.R. & Wittemyer, G.J.E. 2013. Practical guidance on characterizing availability in resource selection functions under a use-availability design 94(7): 1456-1463.
- Ofstad, E.G., Herfindal, I., Solberg, E.J. & Sæther, B.-E. 2016. Home ranges, habitat and body mass: simple correlates of home range size in ungulates. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences* 283(1845): 20161234.
- Olson, D.D., Bissonette, J.A., Cramer, P.C., Bunnell, K.D., Coster, D.C. & Jackson, P.J. 2015. How does variation in winter weather affect deer-vehicle collision rates? *Wildlife biology* 21(2): 80-88.
- Olsson, M.P., Widén, P. & Larkin, J.L. 2008. Effectiveness of a highway overpass to promote landscape connectivity and movement of moose and roe deer in Sweden. *Landscape Urban Planning* 85(2): 133-139.
- Parker, K.L., Robbins, C.T. & Hanley, T.A. 1984. Energy expenditures for locomotion by mule deer and elk. *Journal of Wildlife Management* 48(2): 474-488.
- Parker, K.L., Gillingham, M.P., Hanley, T.A. & Robbins, C.T. 1996. Foraging efficiency: Energy expenditure versus energy gain in free-ranging black-tailed deer. *Canadian Journal of Zoology* 74(3): 442-450.

- QGIS Development Team. 2019. QGIS Geographic Information System. Open Source Geospatial Foundation Project. <http://qgis.osgeo.org>.
- R Core Team. 2018. R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria.
- Rea, R.V. 2003. Modifying roadside vegetation management practices to reduce vehicular collisions with moose *Alces alces*. *Wildlife Biology* 9(4): 81-91.
- Rea, R.V., Child, K.N., Spata, D.P. & MacDonald, D. 2007. Influence of cutting time on brush response: implications for herbivory in linear (transportation) corridors. *Environmental management* 40(2): 219-230.
- Rea, R.V., Child, K.N., Spata, D.P. & MacDonald, D. 2010. Road and rail side vegetation management implications of habitat use by moose relative to brush cutting season. *Environmental management* 46(1): 101-109.
- Rivrud, I.M., Loe, L.E. & Mysterud, A. 2010. How does local weather predict red deer home range size at different temporal scales? *Journal of Animal Ecology* 79(6): 1280-1295.
- Rolandsen, C.M., Solberg, E.J., Bjørneraas, K., Heim, M., Van Moorter, B., Herfindal, I., Garel, M., Pedersen, P.H., Sæther, B.-E., Lykkja, O.N. & Os, Ø. 2010. Elgundersøkelsene i Nord-Trøndelag, Bindal og Rissa 2005-2010 - Sluttrapport. NINA Rapport 588. 142 s.
- Rolandsen, C.M., Solberg, E.J., Herfindal, I., Van Moorter, B. & Sæther, B.-E. 2011. Large-scale spatiotemporal variation in road mortality of moose: Is it all about population density? *Ecosphere* 2(10): 1-12.
- Rolandsen, C.M., Solberg, E.J., Van Moorter, B. & Strand, O. 2015. Dyrepåkørsler på jernbanen i Norge 1991–2014. NINA Rapport 1145. 111 s.
- Rolandsen, C.M., Solberg, E.J., Sæther, B.E., Moorter, B.V., Herfindal, I. & Bjørneraas, K. 2017. On fitness and partial migration in a large herbivore–migratory moose have higher reproductive performance than residents. *Oikos* 126(4): 547-555.
- Rytwinski, T., Van Der Ree, R., Cunningham, G.M., Fahrig, L., Findlay, C.S., Houlahan, J., Jaeger, J.A., Soanes, K. & van der Grift, E.A. 2015. Experimental study designs to improve the evaluation of road mitigation measures for wildlife. *Journal of Environmental Management* 154: 48-64.
- Rytwinski, T., Soanes, K., Jaeger, J.A., Fahrig, L., Findlay, C.S., Houlahan, J., Van Der Ree, R. & van der Grift, E.A. 2016. How effective is road mitigation at reducing road-kill? A meta-analysis. *PLoS one* 11(11): e0166941.
- Seiler, A. 2005. Predicting locations of moose–vehicle collisions in Sweden. *Journal of Applied Ecology* 42(2): 371-382.
- Shiple, L.A., Illius, A.W., Danell, K., Hobbs, N.T. & Spalinger, D.E. 1999. Predicting bite size selection of mammalian herbivores: a test of a general model of diet optimization. *Oikos*: 55-68.
- Sivertsen, T.R., Gundersen, H., Rolandsen, C.M., Andreassen, H.P., Hanssen, F., Hanssen, M.G. & Lykkja, O. 2010. Evaluering av tiltak for å redusere elgpåkørsler på veg. Høgskolen i Hedmark. Oppdragsrapport 1-2010. 63 s.
- Solberg, E.J., Rolandsen, C.M. & Gundersen, H. 2009. Hjortevilt og trafikk. I: Bjørneraas, K. (red.) *Klauvvilt i norsk natur - historie, biologi og forvaltning*. Akademika forlag. S. 192-203.

- 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.
- 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 8276714404
- Tanner, A.L. & Leroux, S.J. 2015. Effect of roadside vegetation cutting on moose browsing. *PloS one* 10(8): e0133155.
- Tanner, A.L., Leroux, S.J. & Saunders, P.W. 2017. Road characteristics best predict the probability of vehicle collisions with a non-native ungulate. *Écoscience* 24(1-2): 1-11.
- Telfer, E.S. 1970. Winter habitat selection by moose and white-tailed deer. *The Journal of Wildlife Management*: 553-559.
- Telfer, E.S. & Kelsall, J.P. 1984. Adaptation of some large North American mammals for survival in snow. *Ecology* 65(6): 1828-1834.
- Thøger-Andersen, K. 2012. Faunapassasjer og andre tiltak rettet mot hjortevilt langs veg: En sammenstilling av" etterundersøkelser av vilttiltak 2009-2010". Statens vegvesens rapporter nr. 78.
- Torres, R.T., Carvalho, J., Panzacchi, M., Linnell, J. & Fonseca, C. 2011. Comparative use of forest habitats by roe deer and moose in a human-modified landscape in southeastern Norway during winter. *Ecological Research* 26(4): 781-789.
- Torres, R.T., Virgós, E., Panzacchi, M., Linnell, J.D. & Fonseca, C. 2012. Life at the edge: Roe deer occurrence at the opposite ends of their geographical distribution, Norway and Portugal. *Mammalian Biology-Zeitschrift für Säugetierkunde* 77(2): 140-146.
- Ueno, M., Solberg, E.J., Iijima, H., Rolandsen, C.M. & Gangsei, L.E. 2014. Performance of hunting statistics as spatiotemporal density indices of moose (*Alces alces*) in Norway. *Ecosphere* 5(2): 1-20.
- van Beest, F.M., Rivrud, I.M., Loe, L.E., Milner, J.M. & Mysterud, A. 2011. What determines variation in home range size across spatiotemporal scales in a large browsing herbivore? *Journal of Animal Ecology* 80(4): 771-785.
- Veiberg, V., Loe, L.E., Mysterud, A., Solberg, E.J., Langvatn, R. & Stenseth, N.C. 2007. The ecology and evolution of tooth wear in red deer and moose. *Oikos* 116(11): 1805-1818.
- Wickham, H., Ooms, J. & Müller, K. 2019. RPostgres: 'Rcpp' Interface to 'PostgreSQL'. R package version 1.1.3. <https://CRAN.R-project.org/package=RPostgres>.

6 Vedlegg



Vedlegg 1. De 18 kommunene med 10 eller flere påkjørsler av hver art i perioden 2012-2017. Data fra disse kommunene ble brukt i den lokale modellen for å beskrive risiko for påkjørsel.

Vedlegg 2. Forklaringsvariabler vurdert i utviklingen av risikomodell for påkjørsler i modell for hele Norge. Antallet observasjoner (påkjørslar) er 39 457 og antallet kontrollpunkt er 197 285. Oversikten inkluderer alle kommuner. For de kategoriske variablene er det angitt antall, og for kontinuerlige variabler er verdiene snitt/median (min-maks) angitt.

Art	Variabel	Enhet/kategori	Observasjon	Kontrollpunkt
Elg			0.209/0.083 (0-0.963)	0.201/0.034 (0-1)
Hjort	Jordbruk		0.301/0.261 (0-0.967)	0.203/0.036 (0-1)
Rådyr			0.312/0.278 (0-1)	0.202/0.034 (0-1)
Elg			0.554/0.586 (0-0.1)	0.377/0.331 (0-1)
Hjort	Skog	Andel (0-1)	0.442/0.452 (0-1)	0.372/0.313 (0-1)
Rådyr			0.389/0.365 (0-1)	0.376/0.323 (0-1)
Elg			0.014/0 (0-0.936)	0.142/0 (0-1)
Hjort	Bebyggelse		0.017/0 (0-0.825)	0.142/0 (0-0.976)
Rådyr			0.064/0 (0-0.962)	0.141/0 (0-1)
Elg			26/24.12 (0.97-76.15)	22/18.38 (0-76.15)
Hjort	Snø	cm	14.72/6.77 (0.25-76.15)	21.79/18.31 (0-76.15)
Rådyr			15.17/11.47 (0.2-76.15)	21.9/18.38 (0-76.15)
Elg			0.361/0.344 (0-0.954)	0.209/0.196 (0-0.954)
Hjort	Felt elg		0.051/0 (0-0.889)	0.209/0.194 (0-0.954)
Rådyr			0.311/0.308 (0-0.954)	0.21/0.196 (0-0.954)
Elg			0.047/0.007 (0-2.731)	0.44/0.035 (0-3.66)
Hjort	Felt hjort	Antall/km ²	1.706/1.813 (0-3.66)	0.435/0.035 (0-3.66)
Rådyr			0.274/0.014 (0-3.031)	0.436/0.035 (0-3.66)
Elg			0.294/0.106 (0-3.924)	0.443/0.16 (0-3.95)
Hjort	Felt Rådyr		0.216/0 (0-3.95)	0.45/0.178 (0-3.95)
Rådyr			0.852/0.53 (0-3.95)	0.447/0.174 (0-3.95)
Elg			1913	4358
Hjort		Europaveg	1323	2737
Rådyr			2824	11853
Elg			5633	25582
Hjort		Fylkesveg	3269	15493
Rådyr			17645	68163
Elg	Vegkategori		378	14056
Hjort		Kommunal veg	158	8628
Rådyr			1623	36737
Elg			1324	2244
Hjort		Riksveg	899	1387
Rådyr			2468	6047
Elg			3875	19375
Hjort		Sommer	2830	14150
Rådyr			13559	67795
Elg	Sesong		5373	26865
Hjort		Vinter	2819	14095
Rådyr			11001	55005

Vedlegg 3. Forklaringsvariabler vurdert i utviklingen av risikomodel for påkjørsler der vi sammenligner artene i kommuner der alle artene forekommer (flerartsmodell). Antallet observasjoner er 3 328 og antallet kontrollpunkt er 13 312, og oversikten inkluderer 18 kommuner der det er påkjørt minst 10 individer av hver art i studieperioden 2012/2013 – 2016/2017. For de kategoriske variablene er det angitt antall og for kontinuerlige variabler er verdiene snitt/median (min-maks) angitt.

Art	Variabel	Enhet/kategori	Observasjon	Kontrollpunkt
Elg			0.267/0.194 (0-0.963)	0.245/0.141 (0-1)
Hjort	Jordbruk		0.351/0.343 (0-0.912)	0.228/0.114 (0-1)
Rådyr			0.332/0.317 (0-0.944)	0.237/0.125 (0-1)
Elg			0.506/0.511 (0-0.969)	0.420/0.410 (0-1)
Hjort	Skog	Andel (0-1)	0.441/0.432 (0-0.974)	0.443/0.451 (0-1)
Rådyr			0.424/0.407 (0-1)	0.424/0.410 (0-1)
Elg			0.011/0 (0-0.605)	0.080/0 (0-0.961)
Hjort	Bebyggelse		0.006/0 (0-0.733)	0.077/0 (0-0.944)
Rådyr			0.027/0 (0-0.917)	0.080/0 (0-0.961)
Elg			23.52/23.16 (2.6-47.76)	22.30/23.16 (2.6-47.76)
Hjort	Snø	cm	18.04/15.38 (2.6-47.76)	22.71/23.16 (2.6-47.76)
Rådyr			18.38/18.26 (2.6-47.76)	22.40/23.16 (2.6-47.76)
Elg				236
Hjort		Europaveg	146	350
Rådyr			550	1283
Elg				408
Hjort		Fylkesveg	333	1405
Rådyr			1126	5100
Elg				25
Hjort		Kommunal veg	8	305
Rådyr			77	1111
Elg				107
Hjort		Riksveg	64	144
Rådyr			248	510

Vedlegg 4. Modellestimater fra den høyest rangerte modellen (lavest AIC) som beskriver risiko for påkjørsel av elg i Norge fra 2012/2013 – 2016/2017. VK = vegkategori. Referansekategori for VK er europaveg og referansekategori for sesong er sommer. KommuneID ble tilpasset som tilfeldig variabel, og hadde et standardavvik på 1.342 i modellen. × = interaksjon med sesong. Antall datapunkter var 55488.

Variabel	Estimat	Standardfeil	z-verdi	P-verdi
Skjæringspunkt	-3.854	0.141	-27.330	<0.001
Felt elg	7.505	0.404	18.567	<0.001
VK: fylkesveg	-0.932	0.062	-15.061	<0.001
VK: kommunal veg	-2.415	0.110	-22.050	<0.001
VK: riksveg	0.555	0.091	6.084	<0.001
Andel bebyggelse	-1.964	0.306	-6.420	<0.001
Andel jordbruk	120.657	9.100	13.259	<0.001
Andel jordbruk ²	-16.723	5.687	-2.941	0.003
Andel skog	195.563	10.421	18.766	<0.001
Andel skog ²	-31.693	6.314	-5.019	<0.001
Snødybde	32.828	19.633	1.672	0.095
Snødybde ²	-62.869	19.655	-3.199	0.001
Sesong: vinter	0.053	0.070	0.750	0.453
Fylkesveg × vinter	0.045	0.075	0.602	0.547
Kommunal veg × vinter	0.342	0.135	2.527	0.012
Riksveg × vinter	-0.446	0.110	-4.063	<0.001
Andel bebyggelse × vinter	-0.630	0.379	-1.661	0.097
Andel jordbruk × vinter	-66.682	11.167	-5.971	<0.001
Andel jordbruk ² × vinter	8.745	7.414	1.180	0.238
Andel skog × vinter	-81.218	12.722	-6.384	<0.001
Andel skog ² × vinter	-10.384	8.026	-1.294	0.196
Snødybde × vinter	99.584	7.703	12.927	<0.001
Snødybde ² × vinter	-24.243	7.773	-3.119	0.002

Vedlegg 5. Modellestimater fra den høyest rangerte modellen som beskriver risiko for påkjørsel av hjort i Norge fra 2012/2013 – 2016/2017. VK = vegkategori. Referansekategori for VK er europaveg og referansekategori for sesong er sommer. KommuneID ble tilpasset som tilfeldig variabel, og hadde et standardavvik på 1.658 i modellen. × = interaksjon med sesong. Antall datapunkter var 33894.

Variabel	Estimat	Standardfeil	z-verdi	P-verdi
Skjæringspunkt	-3.700	0.157	-23.508	<0.001
Felt hjort	2.172	0.113	19.142	<0.001
Andel bebyggelse	-2.255	0.267	-8.432	<0.001
VK: fylkesveg	-1.443	0.070	-20.546	<0.001
VK: kommunal veg	-3.617	0.110	-32.808	<0.001
VK: riksveg	0.087	0.104	0.838	0.402
Andel jordbruk	113.081	5.026	22.500	<0.001
Andel jordbruk ²	-7.162	4.278	-1.674	0.094
Andel skog	112.192	5.018	22.356	<0.001
Andel skog ²	-49.613	4.830	-10.273	<0.001
Sesong: vinter	-0.145	0.045	-3.196	0.001
Andel jordbruk × vinter	62.267	6.373	9.771	<0.001
Andel jordbruk ² × vinter	-10.597	5.698	-1.860	0.063
Andel skog × vinter	33.683	7.180	4.691	<0.001
Andel skog ² × vinter	24.774	6.617	3.744	<0.001

Vedlegg 6. Modellestimater fra den høyest rangerte modellen som beskriver risiko for påkjørsel av rådyr i Norge fra 2012/2013 – 2016/2017. VK = vegkategori. Referansekategori for VK er europaveg og referansekategori for sesong er sommer. KommuneID ble tilpasset som tilfeldig variabel, og hadde et standardavvik på 2.272 i modellen. × = interaksjon med sesong. Antall datapunkter var 147360.

Variabel	Estimat	Standardfeil	z-verdi	P-verdi
Skjæringspunkt	-3.964	0.155	-25.601	<0.001
Felt rådyr	2.100	0.196	10.723	<0.001
VK: fylkesveg	-0.359	0.037	-9.796	<0.001
VK: kommunal veg	-2.009	0.052	-38.572	<0.001
VK: riksveg	0.494	0.054	9.068	<0.001
Andel bebyggelse	-60.335	9.753	-6.186	<0.001
Andel bebyggelse ²	-45.247	5.769	-7.843	<0.001
Andel jordbruk	148.721	7.314	20.334	<0.001
Andel jordbruk ²	-57.524	4.527	-12.706	<0.001
Andel skog	127.439	7.962	16.006	<0.001
Andel skog ²	-69.363	5.083	-13.647	<0.001
Snødybde	64.914	51.381	1.263	0.206
Snødybde ²	-158.276	47.106	-3.360	0.001
Sesong: vinter	-0.175	0.051	-3.449	0.001
Fylkesveg × vinter	0.216	0.054	4.019	<0.001
Kommunal veg × vinter	0.273	0.076	3.605	<0.001
Riksveg × vinter	0.092	0.076	1.208	0.227
Andel bebyggelse × vinter	67.466	13.972	4.829	<0.001
Andel bebyggelse ² × vinter	-17.931	8.349	-2.148	0.032
Andel jordbruk × vinter	83.922	10.629	7.895	<0.001
Andel jordbruk ² × vinter	-2.859	6.644	-0.430	0.667
Andel skog × vinter	23.178	11.706	1.980	0.048
Andel skog ² × vinter	-6.925	7.572	-0.915	0.360
Snødybde × vinter	56.957	8.177	6.965	<0.001
Snødybde ² × vinter	-27.749	7.909	-3.508	<0.001

Vedlegg 7. Modellestimater fra den høyest rangerte modellen som beskriver risiko for påkjørsel av alle elg, hjort og rådyr i Norge fra 2012/2013 – 2016/2017 fra 18 kommuner. VK = vegkategori. Referansekategori for VK er europaveg og referansekategori for viltart er elg. KommuneID ble tilpasset som tilfeldig variabel, og hadde et standardavvik på 0.459 i modellen. × = interaksjon med viltart. Antall datapunkter var 16640.

Variabel	Estimat	Standardfeil	z-verdi	P-verdi
Skjæringspunkt	-1.128	0.244	-4.617	<0.001
VK: fylkesveg	-1.015	0.056	-18.264	<0.001
VK: kommunal veg	-1.675	0.114	-14.748	<0.001
VK: riksveg	0.062	0.090	0.696	0.487
Andel skog	75.118	4.834	15.540	<0.001
Andel skog ²	-14.424	3.154	-4.574	<0.001
Snødybde	0.008	0.010	0.812	0.417
Andel bebyggelse	-92.779	8.274	-11.214	<0.001
Andel bebyggelse ²	-16.108	8.306	-1.939	0.052
Andel jordbruk	68.381	5.841	11.708	<0.001
Andel jordbruk ²	-5.359	4.406	-1.216	0.224
Viltart: hjort	0.665	0.140	4.737	<0.001
Viltart: rådyr	0.819	0.107	7.644	<0.001
Snødybde × hjort	-0.037	0.006	-6.359	<0.001
Snødybde × rådyr	-0.034	0.004	-8.009	<0.001
Andel bebyggelse × hjort	27.774	10.445	2.659	0.008
Andel bebyggelse ² × hjort	38.918	11.882	3.275	0.001
Andel bebyggelse × rådyr	83.592	8.313	10.055	<0.001
Andel bebyggelse ² × rådyr	-3.644	8.337	-0.437	0.662
Andel jordbruk × hjort	39.131	6.499	6.021	<0.001
Andel jordbruk ² × hjort	-17.660	7.061	-2.501	0.012
Andel jordbruk × rådyr	30.706	5.314	5.779	<0.001
Andel jordbruk ² × rådyr	-15.434	4.623	-3.339	0.001

Vedlegg 8. Oppsummeringstabell artsvisse modeller uten tetthet fordelt på fylker. Verdiene er antall kilometer (% andel i fylket). Antall kilometer er beregnet som antall regulære punkter * 200/1000.

Alle veger Fylke	ELG sommer			ELG vinter			HJORT sommer			HJORT vinter			RÅDYR sommer			RÅDYR vinter		
	Høy	Mid- dels	Lav	Høy	Mid- dels	Lav	Høy	Mid- dels	Lav	Høy	Mid- dels	Lav	Høy	Mid- dels	Lav	Høy	Mid- dels	Lav
Agder	308	2971	3985	296	3066	3902	164	1432	5668	143	1225	5897	211	2999	4055	357	2891	4017
Akershus	135	1099	3759	46	748	4199	141	1306	3545	140	1236	3616	269	1903	2820	358	1748	2887
Buskerud	359	1537	2366	357	1894	2012	12	569	3681	17	533	3713	140	1341	2782	260	1397	2606
Finnmark	586	918	2809	791	1329	2193	0	740	3573	0	517	3796	12	979	3322	30	895	3388
Hedmark	516	3100	3291	382	3588	2936	89	1222	5596	93	1304	5509	365	2793	3748	587	2798	3521
Hordaland	173	1148	5629	191	1093	5666	577	1998	4376	563	1736	4651	290	2401	4259	272	2154	4524
Møre og Romsdal	149	1254	5302	72	889	5744	519	2230	3957	594	2010	4101	537	2760	3408	529	2526	3650
Nordland	512	2278	6331	565	2389	6167	169	2188	6764	117	1923	7081	197	3516	5408	365	3144	5611
Oppland	363	2097	3417	479	2842	2556	13	1023	4841	33	956	4889	79	1525	4274	232	1798	3847
Oslo	13	69	1321	14	153	1237	0	26	1377	0	7	1396	4	178	1221	4	162	1238
Rogaland	146	777	5220	120	536	5487	665	1829	3649	936	1470	3737	448	2240	3455	420	2052	3671
Sogn og Fjordane	273	1387	3846	301	1507	3699	196	1468	3843	204	1285	4018	224	1840	3443	254	1778	3475
Telemark	205	1370	2629	178	1774	2251	277	508	3418	240	507	3456	89	983	3132	165	997	3042
Troms	184	2160	3209	316	2843	2394	19	645	4889	19	561	4974	39	1608	3905	89	1741	3722
Trøndelag	277	3705	6965	248	3011	7688	288	3494	7165	402	3148	7397	655	5378	4914	1079	4783	5085
Vestfold	57	720	2018	3	568	2224	40	768	1987	66	742	1987	154	1202	1440	271	1034	1490
Østfold	43	714	3042	0	118	3682	398	1539	1863	463	1400	1936	439	1544	1816	433	1449	1917
Norge km	4299	27305	65140	4358	28347	64038	3566	22985	70192	4031	20560	72152	4152	35191	57401	5707	33345	57691
Norge %	4	28	67	5	29	66	4	24	73	4	21	75	4	36	59	6	34	60

Vedlegg 9. Oppsummeringstabell for flerartsmodellen i kommuner med 10 eller flere påkjørsler av hver art i perioden 2012-2017. Verdiene er antall kilometer (% andel i kommunen). Antall kilometer er beregnet som antall regulære punkter * 200/1000.

Kommune	ELG			HJORT			RÅDYR		
	Høy	Middels	Lav	Høy	Middels	Lav	Høy	Middels	Lav
Lesja	21 (16%)	65 (50%)	45 (34%)	5 (4%)	66 (50%)	60 (46%)	31 (24%)	55 (42%)	46 (35%)
Skjåk	29 (17%)	66 (39%)	76 (45%)	1 (1%)	43 (25%)	127 (74%)	5 (3%)	69 (40%)	97 (57%)
Lom	18 (12%)	61 (40%)	74 (49%)	2 (1%)	31 (20%)	120 (79%)	12 (8%)	38 (25%)	103 (68%)
Sel	21 (8%)	144 (54%)	100 (38%)	1 (0%)	42 (16%)	223 (84%)	9 (3%)	71 (27%)	185 (70%)
Nord-Aurdal	14 (6%)	128 (53%)	99 (41%)	0 (0%)	12 (5%)	230 (95%)	0 (0%)	36 (15%)	205 (85%)
Ringerike	62 (11%)	212 (37%)	292 (52%)	13 (2%)	146 (26%)	407 (72%)	37 (7%)	197 (35%)	332 (59%)
Molde	4 (1%)	71 (20%)	275 (79%)	13 (4%)	100 (29%)	237 (68%)	27 (8%)	136 (39%)	187 (54%)
Hemne	5 (3%)	68 (36%)	113 (61%)	9 (5%)	68 (36%)	110 (59%)	19 (10%)	93 (50%)	75 (40%)
Bjugn	0 (0%)	44 (20%)	176 (80%)	4 (2%)	113 (51%)	103 (47%)	13 (6%)	132 (60%)	75 (34%)
Oppdal	29 (12%)	113 (48%)	94 (40%)	21 (9%)	118 (50%)	96 (41%)	43 (18%)	120 (51%)	74 (31%)
Rennebu	23 (12%)	89 (46%)	81 (42%)	10 (5%)	89 (46%)	94 (49%)	18 (9%)	105 (54%)	70 (36%)
Meldal	0 (0%)	81 (49%)	84 (51%)	0 (0%)	58 (35%)	107 (65%)	0 (0%)	73 (44%)	92 (56%)
Orkdal	11 (3%)	111 (34%)	206 (63%)	10 (3%)	117 (36%)	200 (61%)	16 (5%)	165 (51%)	146 (45%)
Midtre Gauldal	6 (2%)	156 (50%)	149 (48%)	3 (1%)	102 (33%)	206 (66%)	9 (3%)	137 (44%)	165 (53%)
Skaun	8 (4%)	58 (33%)	109 (63%)	4 (2%)	87 (50%)	83 (48%)	10 (6%)	102 (58%)	63 (36%)
Namsos	0 (0%)	57 (21%)	214 (79%)	0 (0%)	58 (21%)	213 (79%)	0 (0%)	98 (36%)	173 (64%)
Stjørdal	8 (2%)	131 (32%)	270 (66%)	28 (7%)	176 (43%)	205 (50%)	45 (11%)	207 (50%)	158 (39%)
Høylandet	0 (0%)	56 (44%)	71 (56%)	0 (0%)	20 (16%)	107 (84%)	0 (0%)	37 (29%)	90 (71%)
Tot km	259	1711	2529	126	1445	2928	294	1870	2335
Samlet %	6	38	56	3	32	65	7	42	52

www.nina.no

ISSN: 1504-3312

ISBN: 978-82-426-4564-7

Norsk institutt for naturforskning, NINA, er ein uavhengig stiftelse som forskar på natur og samspelet natur–samfunn.

NINA vart etablert i 1988. Hovudkontoret er i Trondheim, med avdelingskontor i Tromsø, Lillehammer, Bergen og Oslo. I tillegg driv NINA Sæterfjellet avlsstasjon for fjellrev på Oppdal, og forskingsstasjonen for vill laksefisk på lms i Rogaland.

NINA driv både med forskning og utgreiing, miljøovervaking, rådgjeving og evaluering. Instituttet har stor breidde i kompetanse og erfaring, med både naturvitarar og samfunnsvitarar i staben. Vi har kunnskap om artane, naturtypene, menneska sin bruk av naturen og korleis dei store drivkreftene i naturen verkar.

1806

NINA Rapport

Norsk institutt for naturforskning

NINA Hovudkontor

Postadresse: Postboks 5685 Torgarden, 7485 Trondheim

Besøks-/leveringsadresse: Høgskoleringen 9, 7034 Trondheim

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

E-post: firmapost@nina.no

Organisasjonsnummer 9500 37 687

<http://www.nina.no>



Samarbeid og kunnskap for framtidens miljøløsninger