



PÅKØRTE STØRRE VILDE DYR I DANMARK 2003-2012

Videnskabelig rapport fra DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi

nr. 91

2014



AARHUS
UNIVERSITET

DCE – NATIONALT CENTER FOR MILJØ OG ENERGI

[Tom side]

PÅKØRTE STØRRE VILDE DYR I DANMARK 2003-2012

Videnskabelig rapport fra DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi

nr. 91

2014

Morten Elmeros
Poul Nygaard Andersen
Peter Sunde
Lars Haugaard
Flemming Skov
Aksel Bo Madsen

Aarhus Universitet, Institut for Bioscience



AARHUS
UNIVERSITET

DCE – NATIONALT CENTER FOR MILJØ OG ENERGI

Datablad

Serietitel og nummer:	Videnskabelig rapport fra DCE - Nationalt Center for Miljø og Energi nr. 91
Titel:	Påkørte større vilde dyr i Danmark 2003-2012
Forfattere:	Morten Elmeros, Poul Nygaard Andersen, Peter Sunde, Lars Haugaard, Flemming Skov & Aksel Bo Madsen
Institution:	Aarhus Universitet, Institut for Bioscience
Udgiver:	Aarhus Universitet, DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi ©
URL:	http://dce.au.dk
Udgivelsesår:	Februar 2014
Redaktion afsluttet:	Januar 2014
Redaktion og faglig kommentering:	Tommy Asferg
Kvalitetssikret, centret:	Jesper R. Fredshavn
Finansiel støtte:	Naturstyrelsen
Bedes citeret:	Elmeros, M., Andersen, P.N., Sunde, P. Haugaard, L., Skov, F. & Madsen, A.B. 2014. Påkørte større vilde dyr i Danmark 2003-2012. Aarhus Universitet, DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi, 82 s. - Videnskabelig rapport fra DCE - Nationalt Center for Miljø og Energi nr. 91 http://dce2.au.dk/pub/SR91.pdf
	Gengivelse tilladt med tydelig kildeangivelse
Sammenfatning:	Nærværende rapport er resultatet af et samarbejde primært mellem Naturstyrelsen (NST), Schweiss Registret og Aarhus Universitet. Hundeførere i Schweissregistret og personale hos NST har ved hjælp af GPS-modtagere indsamlet præcise oplysninger om påkørte større vilde dyr i perioden 2003-2012 med henblik på at kunne bruge oplysningerne til at nedbringe antallet af påkørte dyr. I alt er der registreret 33.605 påkørte større vilde dyr, hvoraf rådyr udgør 88 %. Registreringerne af kollisionssteder og -tidspunkter anvendes til at bestemme de faktorer, der er mest afgørende for de rumlige og temporære mønstre for påkørslerne for rådyr. Ud fra disse analyser er kollisionshyppighed estimeret for alle vejstrækninger i landområder i hele landet.
Emneord:	Påkørte dyr, trafikdræbte dyr, årsdøgnstrafik, landskabsdata, påkørselsrisiko, afværgeforanstaltninger.
Layout:	Grafisk Værksted, AU Silkeborg
Foto forside:	Morten Elmeros
ISBN:	978-87-7156-059-6
ISSN (elektronisk):	2244-9981
Sideantal:	82
Internetversion:	Rapporten er tilgængelig i elektronisk format (pdf) som http://dce2.au.dk/pub/SR91.pdf

Indhold

Forord	5
Resumé	6
Summary	8
1 Indledning	10
2 Materialer og metoder	12
2.1 Indsamling af oplysninger om påkørte vilde dyr	12
2.2 Udvalgte arter	12
2.3 Modellering af risiko for kollisioner med rådyr i forhold til tid og sted	13
3 Resultater	21
3.1 Registrerede antal påkørte vilde dyr	21
3.2 Kollisionsmønstret gennem året og døgnet	22
3.3 Køns- og aldersfordeling	26
3.4 Fordeling af påkørte større hjortedyr og jagtudbytte	28
3.5 Modellering af temporære kollisionsmønstre for rådyr	31
3.6 Modellering af rumligt kollisionsmønstre for rådyr	34
4 Afværgeforanstaltninger og deres effektivitet	40
5 Diskussion	45
6 Konklusioner og anbefalinger	48
6.1 Forslag til forsøg med afværgeforanstaltninger, hvor der mangler dokumentation for effekten	48
7 Referencer	50
Bilag 1. Minivejledning til brug for Schweisshundeførere af Garmin etrex GPS	56
Bilag 2. Skærmbillede fra indtastningsside for Schweisshundeførerne	58
Bilag 3. Skærmbillede fra indtastningsside til brug for statsskovdistrikterne	59
Bilag 4. Registrerede påkørselssteder for større dyr	60
Bilag 5. Estimeret kollisionshyppighed	73
Bilag 6. Estimeret risiko for kollision for den enkelte bilist	78

[Tom side]

Forord

Aarhus Universitet (AU), Naturstyrelsen (NST) og Vejdirektoratet har inden for de seneste årtier beskæftiget sig med problemstillinger relateret til vejanlæg samt trafikdræbte og påkørte dyr, herunder effektundersøgelser af faunapassager, og i 2002 lancerede NST 'Trafikdræbte dyr: Aktionsplan 2002' (Skov- og Naturstyrelsen 2002). Målet med denne aktionsplan var at nedbringe antallet af trafikdræbte og påkørte vilde dyr – under hensyntagen til både biologiske, trafiksikkerhedsmæssige og etiske forhold.

Nærværende rapport er gennemført i et samarbejde primært mellem NST, AU og Naturstyrelsens Schweiss-Register og er en fortsættelse og udvidelse af projekt 1: 'Trafikdræbte større dyr i Danmark – kortlægning og analyse af påkørselsforhold', som blev iværksat af de samme parter i 2003 og afrapporteret i 2007 (Andersen & Madsen 2007). Den foreliggende rapport (projekt 2) er således en samlet afrapportering af de to projekter og indeholder data fra perioden 2003 – 2012. Vi forventer, at afrapporteringen kan anvendes som et arbejdsredskab for teknikere i vej- og miljømyndigheder i forbindelse med etablering af nye vejanlæg samt i arbejdet med at kunne nedbringe antallet af påkørte og trafikdræbte større vilde dyr på de eksisterende veje i Danmark.

Til projekt 1 var knyttet en faglig følgegruppe med repræsentanter for Skov- og Naturstyrelsen, Dyrenes Beskyttelse, Falck A/S, Danmarks Jægerforbund, Danmarks Naturfredningsforening, Kommunernes Landsforening, Vejdirektoratet samt Danmarks Miljøundersøgelser. Projekt 2 har været fulgt af følgende medarbejdere fra NST: Camilla Uldal, Lise Bach Hansen og Helene Nyegaard Hvid samt Mads Flinterup fra Naturstyrelsens Schweiss-Sekretariat.

Ud over ovennævnte bør der specielt rettes en tak til de mange schweiss-hundeførere samt ansatte på NST's lokale enheder for deres indsats, ikke mindst med at få opsporet de påkørte og trafikdræbte dyr. Uden denne indsats var det på ingen måde muligt at indsamle dette omfangsrige og meget unikke materiale.

Resumé

Nærværende projekt er resultatet af et samarbejde mellem Naturstyrelsen (NST), Schweiss Registret og Aarhus Universitet. Projektet blev iværksat af NST som en del af 'Trafikdræbte dyr: Aktionsplan 2002'. Projektets primære formål har været at indsamle præcise data til kortlægning af påkørselssteder for større vilde dyr i Danmark til belysning og analyse af påkørselsforhold med henblik på at kunne nedbringe antallet af påkørte dyr. Data indsamlet i perioden 1. januar 2003 - 31. oktober 2006 blev afleveret af Andersen & Madsen (2007). Nærværende rapport indeholder det samlede antal registreringer af påkørte større vilde dyr i perioden 2003 til udgangen af 2012.

Hundeførerne i Schweiss Registret og personale på NST's lokale enheder blev udstyret med GPS-modtagere og derefter bedt om at indtaste oplysninger i en central database om påkørselssted, påkørselstidspunkt, alder og køn for følgende arter: råvildt, kronvildt, dåvildt, sikavildt, ræv, grævling eller "andet". Disse benævnelser blev valgt, idet observatørerne i de fleste tilfælde har en jagtlig tilgang til emnet, men i afleveringssammenhæng er valgt benævnelser, som er mere almindelig kendte.

I perioden 2003 – udgangen af 2012 er der i alt registreret 33.605 påkørte større vilde dyr, hvilket dækker over: 29.695 rådyr, 1.140 krondyr, 1.444 dådyr, 141 sika, 590 ræve og 595 andre dyr. Rådyr udgør således 88,4 % af det samlede antal registrerede individer. På grund af det store materiale indsamlet på rådyr er der fokus på denne art i analyserne af data.

I perioden 2003 – 2007 ligger de årlige registreringer relativt stabilt på 2.800-2.900 individer. Fra 2008 og fremad sker der år for år en stigning til 4.314 i 2012. Det øgede antal registreringer i 2008-2012 kan ikke forklares med en større trafikintensitet eller ekstraordinære kampagner for dataindsamling, men indikerer formentlig, at bestandene af de forskellige arter er øget.

Mønstret i antallet af påkørte rådyr, krondyr og dådyr fordelt på køn er forskelligt arterne imellem. For rådyrets vedkommende påkøres der dobbelt så mange hunner som hanner, og denne forskel ses i alle årets måneder bortset fra maj måned. For krondyr og dådyr er registreret flere påkørsler af hanner i de fleste af årets måneder.

Det har været fremført, at der er sammenhæng mellem antallet af kollisioner med vilde dyr og overgangen fra normaltid til sommertid om foråret og fra sommertid til normaltid om efteråret. Analyserne af de empiriske data for rådyr, hvor der er flest data, viser, at antallet af påkørsler ikke stiger ved disse tidsændringer i trafikanternes adfærdsmønster om foråret og efteråret. Antallet af påkørsler stiger derimod markant sidst i april-først i maj og om efteråret gennem september og oktober.

Påkørslerne af rådyr er analyseret ved hjælp af generel lineær modellering for at identificere, hvilke faktorer der er vigtige for kollisionsmønstrene i tid og rum. Forskellen i kollisionsmønstret mellem rådyr og køretøjer fra døgn til døgn over året beskrives og risikoen for at påkøre et rådyr er mere end 3-4 gange højere i tusmørke end i dagtimerne.

Vejstrækninger med høj kollisionshyppighed og høj risiko for den enkelte bilist blev bestemt ved en statistisk modellering af antallet af påkørte rådyr på 100 m vejstrækninger som funktion af trafik- og vejkarakteristika for vejstrækningerne og landskabskarakteristika omkring vejene på forskellige geografiske skalaer: 10 km-kvadrater, 1 km-kvadrater og 100 m-kvadrater.

Kollisionsmønsteret med rådyr beskrives bedst med en statistisk model. Kollisionshyppigheden for rådyr er størst på større veje (veje >6m brede og motortrafikveje) og stigende op til en årsdøgns trafik (antal køretøjer i gennemsnit pr. døgn) på ca. 8.000, hvorefter kollisionshyppigheden falder med højere trafikintensiteter.

Sidst i rapporten gennemgås evalueringer af effektiviteten af forskellige afværgeforanstaltninger og erfaringer med disse. Oversigten kan anvendes i forbindelse med iværksættelse af tiltag af de nationale og lokale vej- og miljømyndigheder på strækninger med høj risiko for påkørsler af hjortedyr.

Afslutningsvis skitseres et forslag til en aktiv formidling af påkørselsrisikoen til bilister og forsikringsselskaber, fx ved web-publicering af risikokortene og ved udvikling af en applikation til GPS eller smart-phones som kan advare bilister, når de kommer til vejstrækninger med stor kollisionsrisiko. Derudover kan det udviklede modelleringsredskab anvendes til evaluering af potentiel effektivitet af afværgeforanstaltninger. Vi anbefaler endvidere systematisk indsamling af oplysninger om trafikdrab på jernbanenettet og en fokuseret indsamling af data for ikke-jagtbare, mindre vildtarter for at kunne vurdere omfanget af trafikdrab, specielt på mindre almindelige og beskyttede arter, hvor trafikdrabene potentielt kan have væsentlig negative effekter på arternes bestandsstatus.

Summary

Collisions between vehicles and large wildlife species may constitute a safety and economical problem for the drivers and a conservation problem for rare species. The need for knowledge and methods to manage this wildlife-vehicle conflict is increasing as deer populations increase. The main objectives have been a precise mapping of road-killed larger animals in Denmark and to identify spatial and temporal wildlife-vehicle patterns in order to reduce the number of road kills. Tracker dog handlers in the national Schweiss Tracker Dog Register and employees from the Nature Agency collected information on: coordinates for the collision site, time of collision and age and sex on medium sized and large wildlife species.

Data were primarily collected on the game species roe deer (*Capreolus capreolus*), red deer (*Cervus elephus*), sika deer (*Cervus nippon*), fallow deer (*Dama dama*) and red fox (*Vulpes vulpes*). Information on wildlife vehicle collision sites has been collected in 2003 - 2012. The data for the period 01/01/2003 – 31/10/2006 were reported by Andersen & Madsen (2007).

A total of 33,605 collision sites between medium-sized and large wildlife and vehicles were recorded from 01/01/2003 to 31 December 2012 comprising 29,695 roe deer, 1,140 red deer, 1,444 fallow deer, 141 sika deer 590 red foxes and 595 other species (e.g. badger, *Meles meles*, wild boar, *Sus scrofa*). The annual number of recorded wildlife-vehicle collisions increased from ca. 2,800 to more than 4,100. This increase cannot be explained by increased traffic loads or focus on the wildlife-vehicle conflict, but is attributed to increasing deer populations as indicated by the national game bag records.

Roe deer-vehicle collisions peak in May and in October-December (Figur 3.2). A similar pattern is seen for red deer collisions while fallow deer collisions only peak in the autumn months. 64 % of the recorded roe deer-vehicle collisions involved females reflecting a female-bias population structure due to selective hunting of males. Only in May similar numbers of males and females were recorded. For red deer and fallow deer males made up 55 % and 60 % of the recorded road kills.

Each Spring and Autumn it has been claimed that the switch between standard Central European Time (CET = UTC +1h) and Central European Summer Time (CEST = UTC+2h) the last Sunday in March and the last Sunday in October results in significant increases in wildlife-vehicle collisions, particularly during the morning hours. Comparing weekly numbers of roe deer-vehicle collisions before and after the changes in human time setting, no significant change in collision numbers was detected following the switch to CEST in Spring or to CET in Autumn. During spring, the numbers of collisions increased considerably from 3 to 7 weeks after the switch to CEST, i.e. in late April and early May (Figur 3.8). During Autumn, the weekly numbers of roe deer-vehicle collisions increased gradually during the eight weeks before the switch to CET, i.e. in September and October, after which the collision numbers stabilized for the next 6-7 weeks. Collision numbers drop following the switch to CET in Autumn.

Roe deer-vehicle collisions were analyzed with generalized linear modelling as resource selection model to identify important variables for the observed

spatial and temporal collision patterns and model collision risk for each road stretch. The number of roe deer collisions on each 100 m road stretch in rural areas in the whole country were used as the response variable. The response variable was analyzed with road, traffic and landscape parameters. Landscape parameters were assessed on a 10x10 km, 1x1 km and 100x100 m square levels.

The frequency of roe deer collisions is highest on major roads (>6m wide) and expressways, and increased with increasing traffic intensities up to AADT at ca. 8,000 vehicles. At higher AADT the collision frequency declines. At the 10x10km-sq level the most important landscape variables were the Shannon-Weiner diversity index. At the 1x1km-sq level the most important variables were area with forest and area of habitat types protected by the Nature Protection Act. At the 100x100m-sq level the most important variables were length of forest edge. Roe deer collision frequency was positively correlated with all the landscape variables. Based in the statistical model the expected roe deer collision frequency was estimated for all road stretches in Denmark.

The best statistical model to explain temporal roe deer-vehicle collision pattern through the year include the variables: Month linked to Day-type (weekend or working day), Weekday, Hunting season and Lunar size. The frequency of roe deer-collisions is high on working days and during the hunting season. The roe deer-vehicle collision risk is approximately 10 % higher in periods around full moon than in periods with new moon.

Furthermore, the report reviews published evaluations of the efficiency of various mitigating measures to guide national and local road and nature authorities as to which mitigating measures have documented effect in reducing wildlife-vehicle collisions.

We outline projects to disseminate the information on high-risk road stretches to drivers and to collect additional information on wildlife mortalities on railways. We recommend that reliable data on numbers of road-killings of smaller and non-game species should be collected to monitor and assess the potential effects of incidental killings on the species' population status.

1 Indledning

Den stigende trafikintensitet har gennem flere år givet anledning til bekymring om, i hvilket omfang de vilde dyrebestande påvirkes af trafikken, og i hvor høj grad påkørsler og trafikdrab påvirker dyrenes bestandsstørrelser og overlevelse. Aarhus Universitet (AU) og Naturstyrelsen (NST) har alene eller i samarbejde med andre inden for de seneste årtier beskæftiget sig med disse problemstillinger, herunder bl.a. effektundersøgelser af etablerede faunapassager (Salvig 1991, Madsen 1993, Jeppesen m.fl. 1998, Madsen 1994, Madsen 1998, Hammershøj & Madsen 1998, Ujvári m.fl. 1998, Madsen m.fl. 1998, Pertoldi m.fl. 2001, Madsen m.fl. 2002, Madsen m.fl. 2003, Konnerup m.fl. 2004, Ujvári m.fl. 2004, Christensen m.fl. 2007, Elmeros m.fl. 2011a).

Vejdirektoratet (VD) har i projektperioden udgivet tre rapporter omkring nærtbeslægtede emner: Hegning langs veje – anlæg og planlægning (Cueto m.fl. 2011), Fauna- og menneskepassager – anlæg og planlægning (Ujvári & Elmeros 2011) samt Flagermus og større veje – registrering af flagermus og vurdering af afværgeforanstaltninger (Møller & Baagøe 2011). Parallelt med sidste del af nærværende projekt har AU og VD i fællesskab foretaget en undersøgelse af pattedyrs brug af faunabroer på rute 18 ved Herning (Elmeros m.fl. 2011b) og undersøgelser af faunaens brug af fauna/menneskepassager i den sydlige del af Jylland (Madsen m.fl. 2013).

Større trafikanlæg har store effekter på faunaens muligheder for at udnytte alle levesteder og spredningsmuligheder i landskabet (Forman & Alexander 1998, Mortelliti m.fl. 2010). Trafikanlæg udgør barrierer for faunaen og splitter bestandene op. Hos arter med dårlige spredningsevner og arter med lave bestandstætheder kan fragmentering af bestande allerede påvises efter få generationer som genetiske forskelle mellem dyr på hver side af trafikanlæggene (Holderegger & Di Giulio 2010, Frantz m.fl. 2010).

For at minimere trafikanlæggenes barrierevirkning og fragmentering af faunaens levesteder og bestande anlægges i stigende grad faunapassager, som giver dyrene mulighed for at passere vejanlæggene uden kollisionsrisiko (Vejdirektoratet 2000, Iuell m.fl. 2003). Senest foregår dette i Danmark i forbindelse med anlæggelsen af de midtjyske motorveje og motortrafikveje fx mellem Vejle – Herning – Holstebro, Silkeborg-området og Horsens – Give – Billund (www.vd.dk). Deres udformning og placering bliver i dag foretaget på grundlag af de erfaringer, der er indsamlet i forbindelse med etableringen af faunapassager på andre vejstrækninger i Danmark de seneste år. Dette har bevirket, at der er sket en videreudvikling med hensyn til både størrelse, form og indretning (Ujvári & Elmeros 2011), og det er en kendsgerning, at vilde dyr benytter disse, senest vist ved en undersøgelse på rute 18 ved Herning (Elmeros m.fl. 2011b).

For at kunne etablere afværgeforanstaltninger eller andre tiltag, der skal nedsætte antallet af påkørte dyr, er det nødvendigt at kende det nøjagtige sted samt landskabs- og trafikkarakteristika på vejstrækninger, hvor der hyppigst sker kollisionen mellem vilde dyr og motorkøretøj. Dette har været formålet med nærværende projekt, hvor de involverede observatører har været udstyret med en GPS-modtager, således at den nøjagtige position for påkørselsstedet har kunnet registreres. En metode til at identificere konflikt-punkter i værdifulde naturmiljøer i forhold til veje og jernbaner baseret på

de forventede effekter er også udviklet i Sverige (Collinder m.fl. 2012), men til forskel fra nærværende studie tager den dog ikke hensyn til antallet og fordelingen af de påkørte dyr.

Kollisionsmønstret mellem vilde dyr og vejtrafik afhænger af såvel trafikmønstre som dyrenes adfærd og brug af landskabet. Risikoen for at påkøre et dyr på en given vejstrækning kan formodes at være bestemt af trafikale faktorer som trafikmængde, hastigheden, oversigtsforholdene og trafikmønstret over året og døgnet. I forhold til landskabet og dyrenes biologi kan habitatsammensætningen og dyrenes brug af habitaterne omkring vejene og andre adfærdsparametre (fx territorie- og spredningsadfærd) og bestandstætheder have indflydelse på kollisionsrisikoen på en given vejstrækning.

Denne rapport præsenterer data og analyser for kollisionssteder og -tidspunkter for rådyr (*Capreolus capreolus*), krondyr (*Cervus elaphus*) og dådyr (*Dama dama*) indsamlet af Schweisshundeførerne i relation til trafik- og landskabsfaktorer. Ved hjælp af statistiske modeller identificeres de væsentligste forklarende faktorer for kollisionsrisikoen med rådyr på en given vejstrækning. Modellerne kan anvendes til at udarbejde risikokort for vejstrækninger og til modellering af konfliktstrækninger på nye vejstrækninger eller landskabsændringer og dermed identificere de mest effektive placeringer af afværgeforanstaltninger i forhold til risikoen for påkørsler af hjortedyr, fx oversigtsrydninger, og kompensationstiltag for at reducere vejenes barrierevirkning, fx faunapassager.

2 Materialer og metoder

2.1 Indsamling af oplysninger om påkørte vilde dyr

Oplysninger om påkørte dyr er blevet indsamlet af Schweisshundeførere og medarbejdere på de lokale enheder af NST i perioden 2003-2012. Schweiss Registreret er et korps af ca. 180 frivillige med registrerede sporhunde oprettet af NST. Via schweisshundeførerne kan jægere og trafikkanter få professionel hjælp, hvis man har skadet et større dyr, og ikke selv kan finde eller aflive det.

Når der anvendes begrebet påkørte dyr og ikke trafikdræbte dyr som i overskrifter samt i titlen på rapporten skyldes det, at ikke alle de påkørte dyr nødvendigvis er blevet dræbt ved påkørslen. I nogle tilfælde findes dyret trafikdræbt eller i en tilstand, så det må aflives, i andre tilfælde findes det påkørte dyr ikke.

Schweisshundeførerne fik fra begyndelsen udleveret en GPS-modtager (GARMIN e-trex) til præcis positionsbestemmelse af påkørselsstedet. Ved udleveringen er der samtidig fulgt en kortfattet vejledning med (Bilag 1). Schweisshundeførerne er endvidere blevet instrueret i brugen af GPS-modtageren ved årlige møder, som Schweiss-sekretariatet afholder. Schweisshundeførerne har efterfølgende indberettet deres registreringer ved at benytte en indtastningsformular på <http://www.schweiss.dk> (Bilag 2), som er oprettet af Schweiss Registret.

Medarbejdere på de lokale enheder af NST har ligeledes været udstyret med GPS-modtagere og har ligesom Schweisshundeførerne efterfølgende indtastet deres registreringer af påkørte større dyr med præcis positionsbestemmelse via et link på Fagdatacenter for Biodiversitet og Terrestrisk Naturdata's hjemmeside:

http://www.dmu.dk/1_Om_DMU/2_Tvaerfunk/3_fdc_bio/projekter/trafikdrab/trafikdrab1.asp. (Bilag 3).

På baggrund af ovennævnte indberetninger har AU haft ansvaret for at en samlet database for de registrerede påkørte større dyr samt analyse og behandling af de indsamlede data.

2.2 Udvalgte arter

Valget af Schweisshundeførerne og NST's lokale enheder som observatører samt hensynet til at koncentrere sig om vildtlevende arter, der havde betydning for trafiksikkerheden, har betydet, at der helt fra begyndelsen udelukkende er indsamlet oplysninger om primært de større jagtbare pattedyr.

Schweisshundeførerne og NST's medarbejdere blev anmodet om at indtaste nedennævnte oplysninger. Da der fortrinsvis er tale om personer med en jagtmæssig baggrund, er der ved indrapporteringen valgt betegnelser, som er relateret hertil:

- Art: råvildt, kronvildt, dåvildt, sika, ræv eller andet
- Alder (hjortevildt): kalv/lam (unger), smaldyr/spidsbuk/spidshjort (unge) eller voksen.
- Alder (andre arter): ung eller voksen
- Køn: han, hun eller ukendt

- Påkørselstidspunkt
- Påkørselssted: breddegrad og længdegrad (aflæst på GPS).

Schweisshundeførerne tilkaldes normalt kun, når der er tale om dyr af en vis størrelse, som evt. giver anledning til skader på involverede køretøjer. Derfor er denne indsamling ikke retvisende i forhold til, hvad der påkøres af små og mellemstore pattedyr og faunaen generelt.

Hvilke arter det har været muligt for indsamlerne at angive specifikt, har ændret sig gennem indsamlingsperioden, fx for grævling og vildsvin. Disse arter er samlet under betegnelsen 'Andre'. Der var generelt få registreringer af disse arter, hvorfor registreringerne alligevel ikke kan anses som repræsentative for trafikpåkørsler eller -drab på arterne.

Registreringerne fra Schweisshundeførerne og NST's lokale enheder er 'renset' for dubletter ved at frasortere registreringer, hvor den samme kombination af: påkørselsdato, påkørselstidspunkt, art, alder samt x- og y-koordinat forekommer mere end en gang. Årsagen til dobbeltregistreringer er formodentligt, at observatøren har foretaget eftersøgning to eller flere gange. I disse tilfælde er der kun medtaget en af disse rapporteringer.

Der har ikke været afsat ressourcer til at kontakte observatørerne angående formodede upræcise angivelser af kollisionssteder, fx steder ikke ligger ved en vej, eller samle op på manglende registreringer af andre data om fx tidspunktet for kollisionen eller dyrenes køn og alder. Den geografiske fordeling af påkørselssteder for de registrerede rådyr, krondyr og dådyr fremgår af Bilag 4.

Data indsamlet i perioden 1. januar 2003 - 31. oktober 2006 er afrapporteret af Andersen & Madsen (2007). Nærværende rapport indeholder det samlede antal registreringer af påkørte større vilde dyr i hele perioden 2003 til udgangen af 2012. Kollisionstidspunkt blev kun registreret fra 2003-2010.

2.2.1 Skift mellem sommertid og normaltid

De fleste påkørsler sker i morgen- og aftentimerne, hvor der er sammenfald mellem et højt aktivitetsniveau hos dyrene og en høj trafikintensitet (Madsen & Andersen 2007). Hvert forår og efterår fremføres det, at der påkøres mange dyr ved overgangene mellem dansk normaltid (vintertid) og sommertid, specielt i morgentimerne. Angiveligt skulle skiftet medføre en markant stigning i kollisionerne, fordi de vilde dyr ikke evner at tilpasse sig menneskets ændrede adfærdsmønster i forhold til solen. Der er dog aldrig fremlagt data eller analyser, der kan dokumentere dette.

For at analysere denne problemstilling blev det årlige antal kollisioner med rådyr i ugerne før og efter overgangene mellem vintertid og sommertid sammenlignet med parrede t-tests. Skiftet fra vintertid til sommertid sker den sidste søndag i marts (varierende mellem 25. og 30. marts i undersøgelsesperioden) og fra sommertid til vintertid den sidste søndag i oktober (varierende mellem 25. og 31. oktober i undersøgelsesperioden).

2.3 Modellering af risiko for kollisioner med rådyr i forhold til tid og sted

Kollisionsmønstret i tid og rum mellem vilde dyr og vejtrafikken afhænger af flere faktorer, der både relaterer sig til trafikken på vejene fx trafikmængde, hastigheden og trafikmønstret over døgnet og året (fx Malo m.fl. 2004,

Seiler 2005, Neumann m.fl. 2011) samt dyrenes forekomst og brug af landskabet omkring vejene (fx Seiler 2005, Hothorn m.fl. 2012). Bestandstætheden af hjortedyr og dermed risikoen for kollisioner på en given vejstrækning kan være bestemt af landskabets sammensætning og arealanvendelsen på flere skalaer. Vilde dyr skal have adgang til forskellige ressourcer (fx habitater til fødesøgning og skjulemuligheder) og forhold (fx lav menneskelig forstyrrelse og prædation). Rådyr bliver typisk karakteriseret som en skovlevende art, hvor skovene indeholder vigtige ressourcer som dækning og føde, specielt langs skovbrynene. Rådyr udviser dog stor fleksibilitet i habitatbrug i forskellige landskaber og kan også leve i fragmenterede mosaiklandskaber og åbne landbrugslandskaber. I det åbne landskab kan levende hegn give rådyrene adgang til de samme ressourcer, som de ellers kan finde i skove og skovkanter. Selvom rådyr kan have en vis tolerance for menneskelig forstyrrelse, ses et generelt fravalg af områder med høj menneskelig forstyrrelse (Tufto m.fl. 1996, Hewison m.fl. 2001, Morellet m.fl. 2011, Bonnet m.fl. 2013).

For at tage hensyn til interaktionerne mellem de forskellige betydende faktorer for kollisionsrisiko er analyserne i forhold til kollisionsmønstre i tid og rum baseret på statistiske modeller, der inkluderer relevante faktorer samtidigt. De statistiske modeller kan endvidere danne udgangspunkt for beregning af sammenlignelige estimater i forhold til kollisionsrisikoen på vejstrækninger og -typer i forskellige landsdele under hensyntagen til forskelle i landskabets sammensætning omkring de enkelte vejstrækninger.

De statistiske modelleringer af rumlige og temporære mønstre er fokuseret på rådyr, hvor det største datamateriale foreligger. Da fokus for rapporten og analyserne er risikoen for at kolliderer med et rådyr, er der ikke gennemført videre analyser af eventuelle forskelle i kollisionsmønstre i forhold dyrenes køn og alder. Registrerede påkørselssteder, der ifølge koordinaterne ligger mere end 50 m fra en vej, er ikke taget med i de statistiske modelleringer af kollisionsmønstre.

2.3.1 Temporære kollisionsmønstre

Antallet af trafikollisioner med vilde dyr varierer meget i løbet af året og døgnet som følge af variationer i dyrenes aktivitetsperiode og brug af landskabet samt variationer i trafikanternes aktivitetsperioder (Andersen & Madsen 2007). Betydende faktorer for de temporære kollisionsmønstre blev undersøgt ved hjælp af to statistiske modeller for hhv. fordelingen af kollisioner pr. time over døgnet ("Døgn-model") og pr. døgn over året ("Årsmodel"). De faktorer der blev undersøgt som forklarende variabler for de temporære variationer i kollisionsmønstret over døgnet og året, fremgår af Tabel 2.1.

Daglige længder af skumringen om morgenen og tuskørke om aftenen i indsamlingsperioden blev beregnet ud fra solhøjden på en central lokalitet i Danmark (55°N, 10°Ø). 'Borgerlig' tuskørkeperiode, der er defineret som perioden hvor centrum af soler mellem -6° og 0° grader under horisonten, blev anvendt til disse beregninger.

Tabel 2.1. Variabler testet i statistiske modelleringer af temporære kollisionsmønstre for rådyr over året og døgnet. Arealerne af landskabsvariabler er opgjort som andelen af arealet inden for 500 m's afstand fra kollisionsstedet.

Variabel	Definition	Testet i model
Temporære		
MD	Måned	År & Døgn
DT	Dagtype: Arbejdsdag eller weekend-/helligdag	År & Døgn
UD	Ugedag	År & Døgn
MTM_L	Længde (timer) af morgentusmørke (sol -6° - 0° ift. horisonten)	År & Døgn
ATM_L	Længde (timer) af aftentusmørke (sol -6° - 0° ift. horisonten)	År & Døgn
TTM_L	Totallængde (timer) af tusmørke (sol -6° - 0° ift. horisonten)	År & Døgn
Dag_L	Daglængde (timer) fra solopgang - solnedgang	År & Døgn
Nat_L	Natlængde (timer) fra solnedgang - solopgang	År & Døgn
Time	Kollisionstidspunkt i hele time	Døgn
Dag_F	Døgnfase: Morgentusmørke, dag, aftentusmørke eller nat	Døgn
Sæson	Forår (mar.-maj), sommer (jun.-aug.), efterår (sep.-nov.), vinter (dec.-feb.)	Døgn
Måne	Synlig del af månen 0-1 (0=nymåne, 1=fuldmåne)	År
JGT	Jagtsæson eller fredet	År
Trf_Index	Månedligt trafikindeks i forhold til trafiktal for de enkelte år	År
Landskab og veje		
Vtype	Vejtype på kollisionsstedet: Anden vej, 3-6m bred, >6m bred, motortrafikvej eller motorvej	År & Døgn
Ager_A	Andel af areal med intensivt udnyttede marker i omdrift 500m fra kollisionssted	År & Døgn
Bebyg_A	Andel af areal med bebyggelse 500m fra kollisionssted	År & Døgn
Skov_A	Andel af areal med skov 500m fra kollisionssted	År & Døgn
Natur_A	Andel af areal med uudnyttet eller ekstensivt udnyttet areal 500m fra kollisionssted (fx hede, mose, overdrev, større græsarealer)	År & Døgn
Andet_A	Andel af areal med ikke-klassificeret land 500m fra kollisionssted (fx vejbanketter, små krat, små græsarealer)	År & Døgn
Ager_D	Mindste afstand fra kollisionssted til intensiv udnyttet areal i omdrift	År & Døgn
Skov_D	Mindste afstand fra kollisionssted til skov	År & Døgn
Hegn_D	Mindste afstand fra kollisionssted til levende hegn	År & Døgn
Træ_D	Mindste afstand fra kollisionssted til mindre grupper af træer	År & Døgn

Schweissshundeførere havde bemærket, at de har flere trafikeftersøgninger i nætterne omkring fuldmåne. For mange nataktive dyr varierer aktiviteten afhængigt af lysmængden om natten (Prugh & Golden 2013). En sammenhæng mellem antallet af kollisioner og månens størrelse kunne skyldes et højere aktivitetsniveau hos dyrene på nætter med forholdsvis bedre lysforhold, eller at bilisterne er mindre opmærksomme eller kører hurtigere på sådanne nætter. For at efterprøve om der er sammenhæng mellem den synlige del af månen blev denne inkluderet i modellen for variationen i trafikmønstret over året. Størrelsen af den synlige del af månen hver nat i undersøgelsesperioden blev beregnet som en simpel sinusfunktion efter astronomiske kalendere for månefaserne (nymåne = 0 og fuldmåne = 1).

Data for udviklingen i den overordnede trafikmængde og den månedlige variation blev ekstraheret fra Vejdirektoratets trafiktal (www.vd.dk). I perioden 2003-2010 er trafikmængden steget med 5,7 %, men den har været stagnerende i den sidste del af perioden. Den månedlige variation i trafikmængden blev opgjort i forhold til den gennemsnitlige trafikmængde i det enkelte år.

En række landskabs- og vejparametre blev inkluderet i de temporære analyser for at bestemme om vejtype og habitatsammensætningen omkring kollisionsstedet kunne have betydning på fordelingen af kollisioner over døgnet og året, fx areal eller afstand til skov, hvor der er bedre skjulemuligheder gennem hele året end ude i det åbne land, hvor skjulemulighederne kan variere meget i løbet af sommeren og efteråret. Andelen af udvalgte landskabs- og vejtyper og afstanden til disse (Tabel 2.1) inden for en 500m radius fra kollisionsstedet blev estimeret ud fra vektorbaserede topografiske kort (FOTdanmark-2011, www.fotdanmark.dk).

De temporære kollisionsmønstre over døgnet og året blev beskrevet ved hjælp af generaliseret lineær modellering (PROC GLIMMIX proceduren i SAS 9.3, SAS Institute, USA) med antallet af kollisioner pr. time eller pr. dag i forhold til det tilgængelige antal timer og døgn som responsvariabel. Akaike Information Criterion (ΔAIC) blev anvendt ved sammenligning af forklaringsgraden og selektion af de statistiske modeller (Burnham m.fl. 2011).

2.3.2 Rumlige kollisionsmønstre

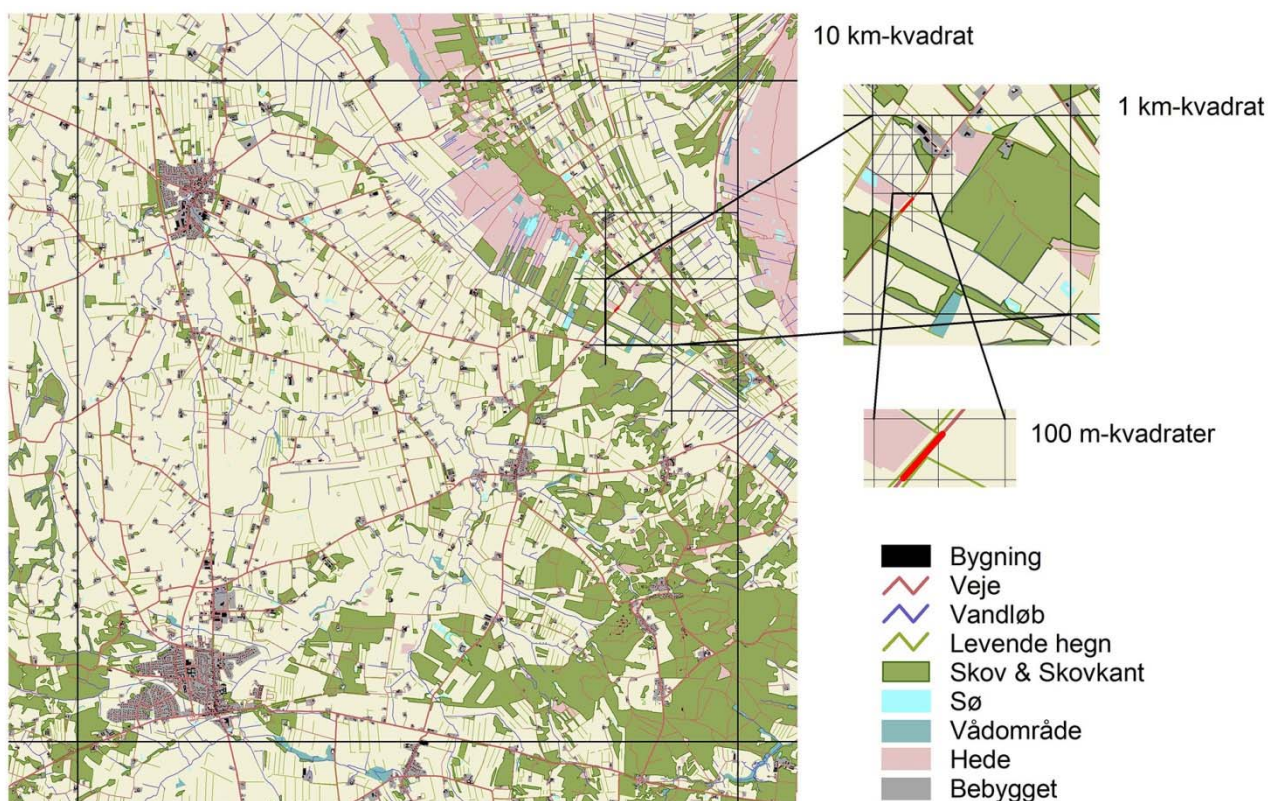
Antallet af rapporterede kollisioner per meter vejstrækning per tidsenhed kan betragtes som en sammensat funktion af (1) den lokale bestandstæthed, (2) topografiske forhold omkring vejstrækningen, der har indflydelse på de vilde dyrs færdselsmønstre op til vejstrækningen (fx ledelinjer og fourageringsarealer), (3) vejens beskaffenhed (vejtype, trafikbelastning), samt (4) sandsynligheden for at en påkørsel/eftersøgning blev rapporteret til databasen. Med undtagelse af (4), som i mangel af data antages som værende relativt konstant i hele landet over indsamlingsperioden, kan alle disse klasser af årsagsfaktorer fanges op af GIS-baseret landskabsinformation.

Areal og længde af landskabs- og vejvariabler, der kan have betydning for hyppigheden af kollisioner mellem hjortedyr og vejtrafikken, blev ekstraheeret fra vektorbaserede topografiske kort (FOTdanmark-2011, www.fotdanmark.dk). Landskabsparametrene blev gjort op på 100x100m-, 1x1km- og 10x10km-kvadrater for hele landet (Figur 2.1, Tab 2.2.). Parametrene i de forskellige kvadratstørrelser anvendes som udtryk for variationen i landskabsstrukturen og infrastrukturanlæg på forskellige skalaer: 100m-kvadratniveau som udtryk for landskabet lige omkring kollisionsstedet, 1km-kvadratniveau som udtryk for kvaliteten af landskabet i forhold til den omtrentlige størrelse af et home-range for rådyr og 10km-kvadratniveau som udtryk for landskabets egnethed for rådyr omkring vejstykket.

Trafik-, vej- og landskabsparametre i de rumlige analyser fremgår af Tabel 2.2. De log-transformerede værdier for landskabsparametre, årsdøgnstrafik og jagtudbyttet blev anvendt ved den statistiske modellering. Komplexiteten af landskabet blev desuden beskrevet med Shannon-Wiener-indekset (H) for hvert 10km-kvadrat.

$$H = -\sum p_i (\ln p_i),$$

hvor p_i = arealet af de enkelte landskabstyper (i) i forhold til det totale landareal i kvadratet.



Figur 2.1. Skitse af strukturen i ekstraktionen af landskabsdata på de forskellige kvadraterniveauer. Rød streg markerer en 100 m-vejstrækning. De forskellige vejtyper er illustreret ved forskellige bredder på vejene.

Vejnettet er opdelt i vejtyperne: motorvej, motortrafikvej, >6m brede veje, 3-6m brede veje og andre veje. Vejene blev opklippet i maksimalt 100m lange vejstykker. Til hvert 100m-vejstykke er hæftet en estimeret årsdøgntrafik i 2005 som udtryk for trafikbelastningen på vejstykket. Den estimerede årsdøgntrafik blev ekstraheret ved en modelberegning af trafikintensiteten på det samlede danske vejnet (Jensen m.fl. 2008). 100m-vejstykkerne blev endvidere hæftet til et kvadrat på de tre niveauer og kommune ud fra koordinaterne for midten af vejstykket. Kollisionssteder for rådyr blev hæftet til et vejstykke og antallet af kollisioner opgjort. Hver kollision mellem et rådyr og et køretøj betragtes som uafhængige observationer. Dyr registreret mere end 50m fra en vej er ikke inkluderet i analysen af rumlige mønstre. Langt de fleste kollisioner finder sted uden for byområder. I den statistiske modellering af det rumlige kollisionsmønster indgår derfor kun 100m-vejstykker, der ligger i landområder.

Tabel 2.2. Variabler testet i den statistiske modellering af det rumlige kollisionsmønster for rådyr på en vejstrækning. Landskabsvariablerne opgjort i 10 km-, 1 km- og 100 m-kvadrater dækkende hele landet. Areal af landskabsparametrene på 10 km- og 1 km-kvadratsniveau er opgjort som areal (m²) pr. hektar eller længde (m) pr. hektar.

Variabel	Definition	Oprindelse
Vej- og trafikparametre		
Vej_L	Længde af vejstykke (maks. 100m stykker)	Top10dk
Vtype	Vejtype for vejstykket: Anden vej, vej 3-6m bred, >6m bred, motortrafikvej eller motorvej	Top10dk
Zone	Placering af vejstykke i by- eller landområde	Top10dk
AADT	Årsdøgns trafik på vejstykket i 2005 modelleret for hele vejnettet	Jensen m.fl. 2009
Bestandstæthed		
Jagt	Gennemsnitlig årligt jagtudbytte pr. km ² i kommune i 2003-2010	www.dmu.dk
Landskabsparametre		
Land_A	Areal (m ²) af land i 10km-, 1km-, og 100m-kvadrat	FOT 2011
Bebyg_A	Areal (m ²) af bebyggelse i by og i åbent land i kvadrat	FOT 2011
Bygn_Nr	Antal bygninger kvadrat	FOT 2011
Bygn_A	Areal (m ²) af bygninger kvadrat	FOT 2011
Veje_Tot_L	Længde (m) af alle vejtyper i kvadrat	FOT 2011
Veje_maj_L	Længde (m) af store veje (motorveje og motortrafikveje) pr. hektar i kvadrat	FOT 2011
Veje_mn_L	Længde (m) af små veje (andre veje og 3-6m veje) pr. hektar i kvadrat	FOT 2011
Vej_MT_L	Længde (m) af motorvej pr. hektar i kvadrat	FOT 2011
Vej_MTT_L	Længde (m) af motortrafikvej pr. hektar i kvadrat	FOT 2011
Vej_o6_L	Længde (m) af veje bredere end 6m pr. hektar i kvadrat	FOT 2011
Vej_36_L	Længde (m) af 3-6 m brede veje pr. hektar i kvadrat	FOT 2011
Vej_A_L	Længde (m) af andre veje pr. hektar i kvadrat	FOT 2011
Skov_A	Areal (m ²) af skov pr. hektar i kvadrat	FOT 2011
Skovkant_L	Længde (m) af skovkant pr. hektar i kvadrat	FOT 2011
Hegn_L	Længde (m) af levende hegn pr. hektar i kvadrat	FOT 2011
Lysnatur_A	Areal (m ²) af hede og vådområder pr. hektar i kvadrat	FOT 2011
Hede_A	Areal (m ²) af hede (hede, klithede, overdrev og lign.) pr. hektar i kvadrat	FOT 2011
Vådomr_A	Areal (m ²) af vådområder (eng, permanente græs og lign.) pr. hektar i kvadrat	FOT 2011
Vløb_L	Længde (m) af vandløb pr. hektar i kvadrat	FOT 2011
Par3_A	Areal af §3-beskyttede naturområder	FOT 2011
HIndex	Shannon-Weiner indeks for heterogeniteten af landskabet (kun udregnet på 10x10km-kvadrater)	

Det indrapporterede jagtudbytte blev anvendt som indikator for bestandstætheden af rådyr i hver kommune (T. Asferg, Inst. Bioscience, pers. medd.). Jagtudbytte er ikke et mål for bestandstætheder og -udvikling (Imperio m.fl. 2010), men afskydning formodes at afspejle den generel variation i tætheden af hjortene over tid og mellem kommuner. Jagtudbyttet for sæsonerne 2003-2006 er kun registreret på amtsniveau. Udbyttet på kommuneniveau i 2003-2006 blev estimeret ud fra udbyttet i amterne med en tilsvarende fordeling kommunerne imellem inden for amtet som i jagtsæsonerne 2007-2012.

Analyserne af de betydende faktorer for de rumlige kollisionsmønstre for rådyr blev modelleret vha. generaliseret lineær modellering (PROC GLIMMIX i SAS 9.3, SAS Institute, USA). Vi brugte de enkelte vejstykker (maks. 100m længde) som statistisk observationsenhed med antallet af rapporterede kollisioner per vejstykke (0, 1, 2...∞) i løbet af den 8-årige periode som responsvariabel. I de statistiske modeller blev dette modelleret som en ln-

transformeret responsvariabel ("log link function") med en Poisson-fordelt residual-type. Vejstykkets længde (maks. 100 m) indgik som forklarende variabel i alle modeller, således at modellerne prædikterede antal af kollisioner (log-link-baserede modeller) pr. kilometer vej pr. år for en given vejtype ved en given landskabsmæssig sammensætning. Til udvælgelse af kombinationer af faktorer, som bedst forklarede variationen i kollisionsmønstret, benyttedes modelseleksion baseret på forskelle i Akaikes Informationskriterium (ΔAIC) (Burnham m.fl. 2011).

For at strukturere proceduren for udvælgelse af forklarende variable, blev model-seleksionsproceduren delt op i fire trin, inden for hvilket et begrænset set relaterede modeller blev testet. For hvert trin gik den model, som havde mest støtte i data, videre til næste trin, hvor stadigt mere komplekse modeller med yderligere forklarende variable blev testet i forhold til basismodellen fra det foregående trin.

I praksis blev modeludvælgelsen foretaget gennem følgende fire trin:

Trin 1: Vej- og trafikdata samt indrapporteret jagtudbytte på kommuneplan som bedste indikator for den regionale bestandstæthed (basismodel: vejstykkets længde er eneste forklarende variabel)

Trin 2: Landskabsvariable på 10x10km-kvadratiniveau: Disse variable forventes at kunne forklare eventuel variation i lokal bestandstæthed (basismodel: den model fra trin 1, som havde den laveste AIC-værdi)

Trin 3: Landskabsparametre på 1x1km-kvadratiniveau (Landskabsvariable til forklaring af lokal bestandstæthed, blot på endnu finere landskabsskalaen end i trin 2, da denne skala svarer til et omtrentligt rådyr-home-range) (basismodel: den model fra trin 2, som havde den laveste AIC-værdi).

Trin 4: Landskabsparametre på 100x100m-kvadratiniveau (Topografiske forhold omkring vejstrækningen der kan have indflydelse på vildtets eksponering) (basismodel: den model fra trin 2, som havde den laveste AIC-værdi).

2.3.3 Estimeret hyppighed og risiko for rådyrkollisioner

På grundlag af de statistiske modeller, der havde mest støtte i data, kunne det forventede antal kollisioner per længde vejstrækning (fx per km) per tidsenhed (fx per år) for en given vejtype, trafikbelastning og landskabstype beregnes:

$$\# \text{ rådyrkollisioner/meter} = Y_E = \exp(\beta + \sum \beta_i x_i),$$

hvor β er en konstant og β_i er koefficienten for variablen x_i , fx vejtypen eller skovarealet i 1km-kvadratet, som vejstykket ligger i. På denne måde kan man i princippet estimere antallet af rapporterede eftersøgninger per vej-længde per tidsenhed for et ethvert vejstykke i Danmark. Et eksempel på dette er givet i Figur 3.19.

Hvis man har en idé om, hvor stor en andel af samtlige påkørte rådyr der er blevet rapporteret til databasen (p), kan en vejstrækning samlede kollisionshyppighed (Y_T) estimeres som:

$$Y_T = Y_E/p$$

Ud fra en vejstrækningens forventede kollisionsmængde kan man endvidere aflede den enkelte bilists risiko pr. meter for på en given vejstrækning at blive involveret i en påkørsel, der resulterer i en eftersøgning med en schweishund (Z_E):

$$Z_E = (Y_E * L) / T,$$

hvor L er vejstrækningens længde og T er den årlige trafikmængde, som svarer til vejstrækningens årsdøgnstrafik*365. Tilsvarende kan en bilists totale risiko for at blive involveret i en kollision (Z_T) blive afledt som:

$Z_T = Z_E / p$, hvor p som sagt er den p.t. ukendte andel af påkørsler, der er blevet rapporteret til databasen.

Den estimerede kollisionshyppighed og kollisionsrisikoen for den enkelt bilist på hvert 100m-vejstykker kategoriseres efter kvartilerne for hyppigheden og risikoen på alle 100m-vejstykker (Tabel 2.3). Vejstykker i den højeste kategori er blandt de 1 % af vejstykker i hele landet, hvor der kan forventes flest kollisioner, og vejstykker i den laveste kategori er de 75 % vejstykker, hvor der kan forventes færrest kollisioner.

Tabel 2.3. Kategoriseringen af den estimerede kollisionshyppighed for rådyr pr. km pr. år og risikoen for den enkelte bilist oplever for at påkøre et rådyr på hvert 100m-vejstykke kategoriseres efter hyppigheden og risikoen på alle 100 m-vejstykker i landområder i hele landet.

Risikokategori	Andel af 100 m-vejstykke	Estimeret rådyrkollisionshyppighed/år (Y_E)	Estimeret rådyrkollisionsrisiko/år (Z_E)
Høj	<1 %	>0,1370	>0,0394
Middelhøj	5-2 %	0,0535 – 0,1370	0,0174 – 0,0394
Middel	9-6 %	0,0310 – 0,0534	0,0108 – 0,0173
Middelav	24-10 %	0,0119 – 0,0309	0,0046 – 0,0107
Lav	<75 %	<0,0119	<0,0045

3 Resultater

3.1 Registrerede antal påkørte vilde dyr

Totalt er der indrapporteret 33.605 påkørte større vilde dyr af schweisshundeførere og NST's lokale enheder i den samlede periode 2003-2012 (Tabel 3.1). Det drejer sig om i alt 29.695 rådyr, 1.140 krondyr, 1.444 dådyr, 141 sika, 590 ræve og 595 andre dyr. 'Andre dyr' dækker over bl.a. grævling og vildsvin. Antallet af påkørte rådyr udgør således 88,4 % af det samlede antal registrerede påkørte individer. Ved den efterfølgende databehandling er der derfor også lagt særlig vægt på rådyret, hvor datamaterialet er størst. Bortset fra det første år, hvor registreringssystemet skulle indkøres, lå de årlige registreringer indtil 2007 relativt stabilt på 2.800-2.900 individer. Fra 2008 steg antallet af registreringer til 4.314 i 2012.

Tabel 3.1. Årlige antal registrerede påkørsler gennem projektperioden 2003-2012. 'Andre' dækker over grævling, vildsvin og ikke nærmere angivne arter.

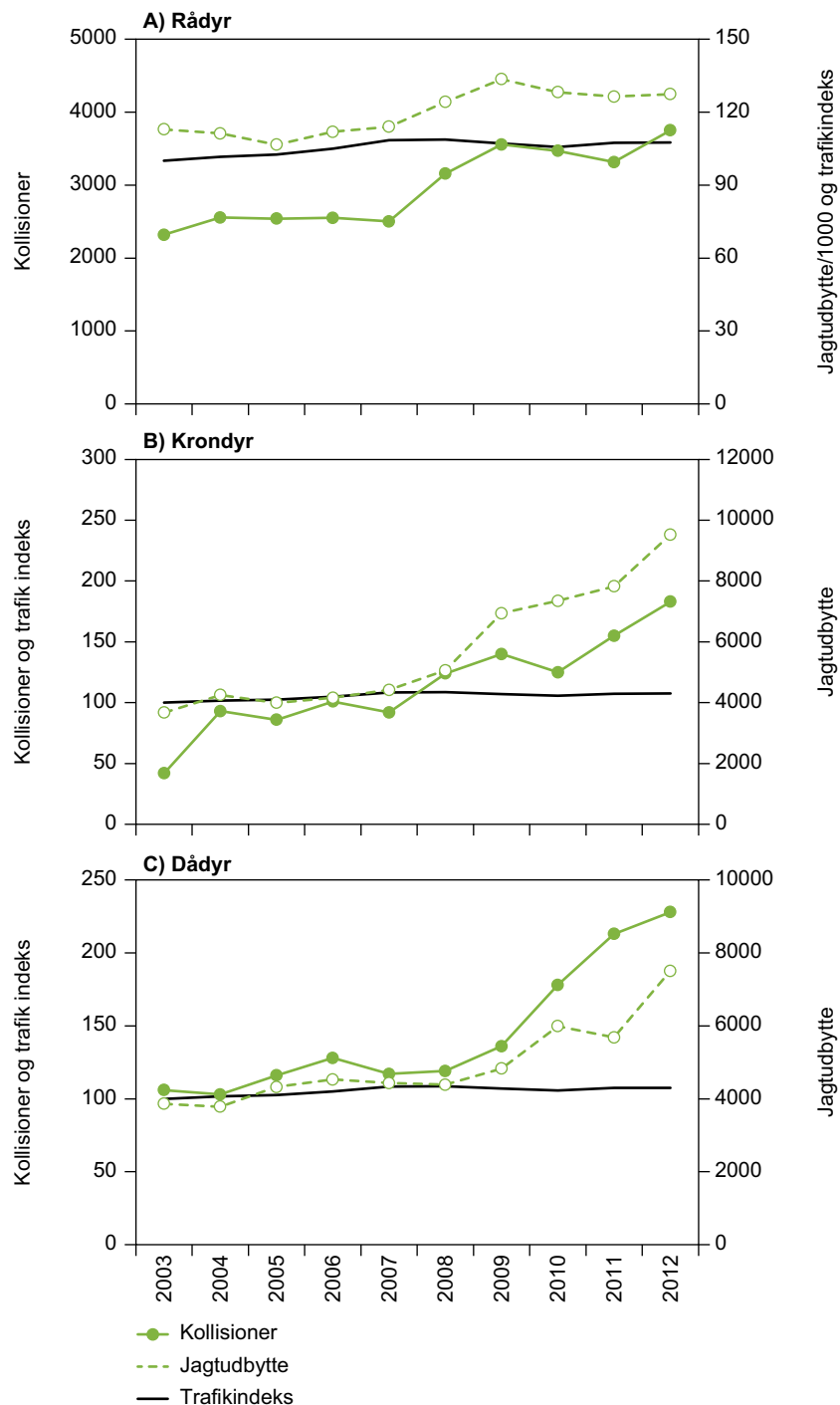
	2003	2004	2005	2006	2007	2008	2009	2010	2011	2012	Total
Rådyr	2.317	2.554	2.538	2.552	2.500	3.153	3.551	3.465	3.314	3.751	29.695
Krondyr	42	93	86	100	92	124	140	125	155	183	1140
Dådyr	106	103	116	128	117	119	136	178	213	228	1444
Sika	10	4	9	15	15	24	7	20	17	20	141
Ræv	90	50	74	33	40	61	51	57	53	81	590
Andre	114	47	58	42	64	71	48	51	49	51	595
Total	2.679	2.851	2.881	2.870	2.828	3.552	3.933	3.896	3.801	4.314	33.605

Det øgede antal registrerede kollisioner med hjortedyr kan ikke forklares ud fra ekstraordinære fremstød for dataindsamling eller stigning i trafikmængden. Udviklingen i vejtrafikken har kun været svagt stigende (www.vd.dk). Stigningen i antallet af registrerede påkørte rådyr, krondyr og dådyr er korreleret med udviklingen i jagtudbyttet for arterne gennem indsamlingsperioden (Figur 3.1, Tabel 3.2).

Tabel 3.2. Sammenhængen mellem det årligt antal trafik-kollisioner med hjortedyr, jagtudbytte og trafikintensiteten 2003-2012 på landsplan belyst vha. multipel regression. Overordnet regressionsmodel: Rådyr: $F_{(2,7)} = 22,3$, $R^2 = 0,83$, $P < 0,002$, Krondyr: $F_{(2,7)} = 36,9$, $R^2 = 0,88$, $P < 0,001$, og Dådyr: $F_{(2,7)} = 29,9$, $R^2 = 0,86$, $P < 0,002$.

		Koefficient	SE	t	P
Rådyr	Intercept	-4275,53	2718,89		
	Trafik	10,95	31,60	0,35	0,74
	Jagtudbytte	0,051	0,01	4,93	<0,002
Krondyr	Intercept	-157,53	169,66		
	Trafik	1,85	1,68	2,27	0,06
	Jagtudbytte	0,022	0,002	5,34	<0,002
Dådyr	Intercept	-69,16	283,34		
	Trafik	0,28	2,82	0,10	0,92
	Jagtudbytte	0,037	0,006	6,20	<0,001

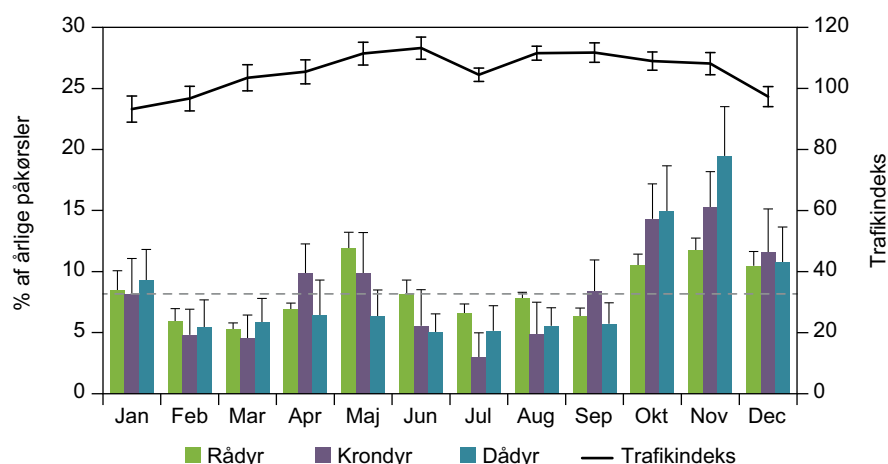
Figur 3.1. Udviklingen i trafikintensiteten, jagtudbyttet og registrerede kollisioner med hjortedyr gennem undersøgelsesperioden. A/ Rådyr, B/ Krondyr, og C/ Dådyr.



3.2 Kollisionsmønstret gennem året og døgnet

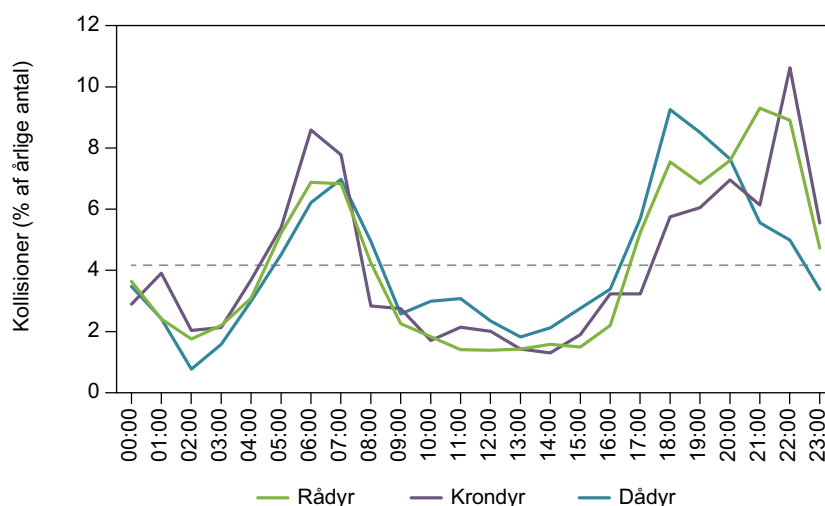
Generelt påkøres der flest hjortedyr i oktober og november, men for rådyr og krondyr sker der også mange påkørsler i april-maj måned (Figur 3.2).

Figur 3.2. Månedlige (middel + standardafvigelse) kollisioner som procent af det årlige antal indrapporterede kollisioner for hjortedyr (Rådyr: N = 29.714; Krondyr: N = 1.141; Dådyr: N = 1.444). Trafikindeks (middel ± standardafvigelse) efter vejtrafikken (www.vd.dk). Stiplet linje indikerer niveauet, hvis kollisionerne var jævnt fordelt over året.



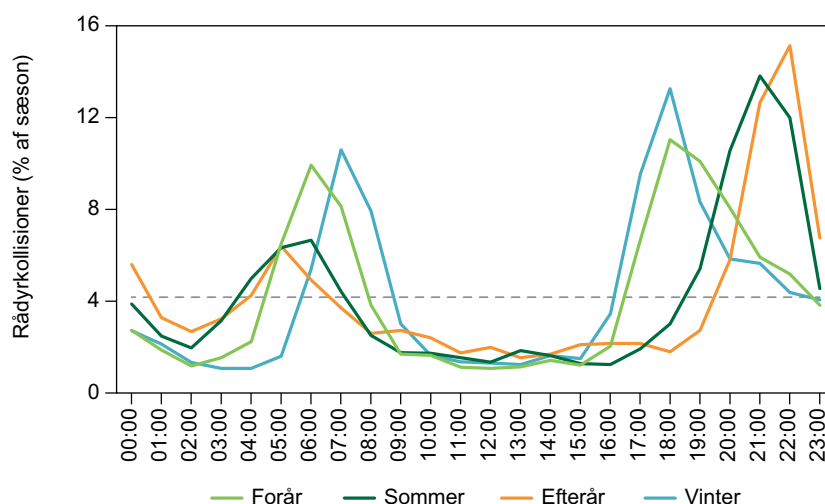
Den gennemsnitlige døgnvariation i kollisionsmønstret for rådyr (N = 20.064), krondyr (N = 691) og dådyr (N = 887) er vist i Figur 3.3. Set over hele året og fordelt på sæsoner sker de fleste påkørsler i tidsrummet mellem kl. 5 og 8 om morgenen og i aftentimerne mellem kl. 17 og 23. I meget stor udstrækning følger kollisionsmønstret for de tre arter hinanden fra midnat og frem til ved 20-tiden om aftenen. Herfra er kollisionsmønstret for dådyr forskelligt fra de to andre arter, idet det falder gennem aftentimerne. Regionale forskelle i trafikmønstret og tætheden af arterne kan influere på de registrerede mønstre for dådyr sammenlignet med rådyr og krondyr, idet 34 % af dådyrene er indrapporteret fra Gribskov og Hillerød kommuner i Nordsjælland. For krondyr afspejler det senere tidspunkt for de fleste kollisioner formentlig aktivitetsmønstret for arten, der er mere følsom overfor menneskelig forstyrrelse end andre arter.

Figur 3.3. Døgnvariationer (middel af årlige registreringer) i kollisioner for hjortedyr med kendt kollisionstidspunkt (Rådyr: N = 20.064; Krondyr: N = 691; Dådyr: N = 887). Kollisionstidspunkter i perioder med sommertid er korregeret til normaltid. Stiplet linje indikerer niveauet hvis kollisionerne var jævnt fordelt over døgnet.



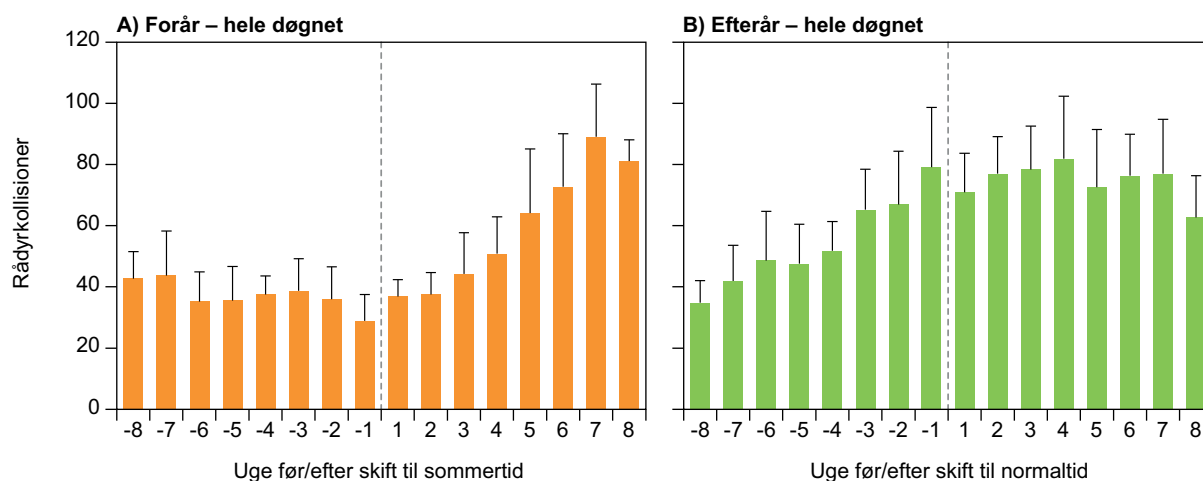
Udskilles tidspunkterne alene for rådyr på de forskellige årstider (forår, sommer, efterår og vinter) ses sammenhængen med de ændrede lyse og mørke perioder gennem året tydeligt (Figur 3.4). Kollisionsmønstret i forårs- og sommerperioderne følger meget fint hinanden med det største antal påkørsler i tidsrummet kl. 3-7 og igen kl. 20-23. I efterårs- og vinterperioden er tidspunkterne tilsvarende skubbet 1-2 timer frem om morgenen.

Figur 3.4. Døgnvariation (middel af årlige registreringer) i kollisioner for rådyr med kendt kollisionstidspunkt (N = 20.063) fordelt på sæsoner. Kollisionstidspunkter i perioder med sommertid er korregeret til dansk normal tid. Stiplet linje indikerer niveauet, hvis kollisionerne var jævnt fordelt over døgnet.



3.2.1 Kollisioner ved skift mellem normaltid og sommertid

Figur 3.5 viser det ugentlige antal registrerede rådyrkollisioner otte uger før og otte uger efter ændring af klokken og følgende ændring i aktivitetsmønstre i forhold til solens op- og nedgangstider om foråret og efteråret. I de registrerede data af 29.695 påkørsler af rådyr over otte år ses ingen stigning ved overgangen mellem sommertid og normaltid (Tabel 3.3A).



Figur 3.5. Ugentlige antal rådyrkollisioner (middel + standardafvigelse) i 8 uger før og efter skiftene mellem normaltid og sommertid over hele døgnet. Stiplet linje indikerer overgangen mellem tidsangivelserne.

Om foråret starter stigningen i antallet af rådyrkollisioner pr. uge først tre-fire uger efter tidsskiftet, hvilket svarer til de sidste uger i april. Om foråret er der registreret flere kollisioner i ugen lige efter overgangen til sommertid sammenlignet med ugen lige før. Det skyldes dog formodentlig et lavt antal registreringer i ugen før skiftet. Der er ikke flere rådyrkollisioner i den første uge efter tidsskiftet end fx uge 2 ($t_7 = 0,65$, N.S.) og uge 3 ($t_7 = -0,30$, N.S.) før skiftet. Hvis stigningen i kollisionerne ved tidsskiftet skyldes det ændrede trafikmønster i forhold til dyrenes normale aktivitetsperiode, skulle stigningen i ugentlige kollisioner stoppe, når dyrene efter kort tid, fx i løbet af de første uge, er tilvænnet bilisternes ændrede adfærd i forhold til soltiderne. Antallet af registrerede rådyrkollisioner om foråret viser det modsatte.

Tabel 3.3. Parrede t-test af årlige antal rådyrkollisioner i 2003-2010 i henholdsvis 1, 2 og 4 uger før og efter overgangen fra vintertid (dansk normaltid) til sommertid om foråret og fra sommertid til vintertid (dansk normaltid) om efteråret. Middel er gennemsnit af årlige forskelle i antallet af påkørte rådyr i ugerne før og efter tidsskiftet. * P < 0,05; ** P<0,01.

A) Rådyrkollisioner - hele døgnet

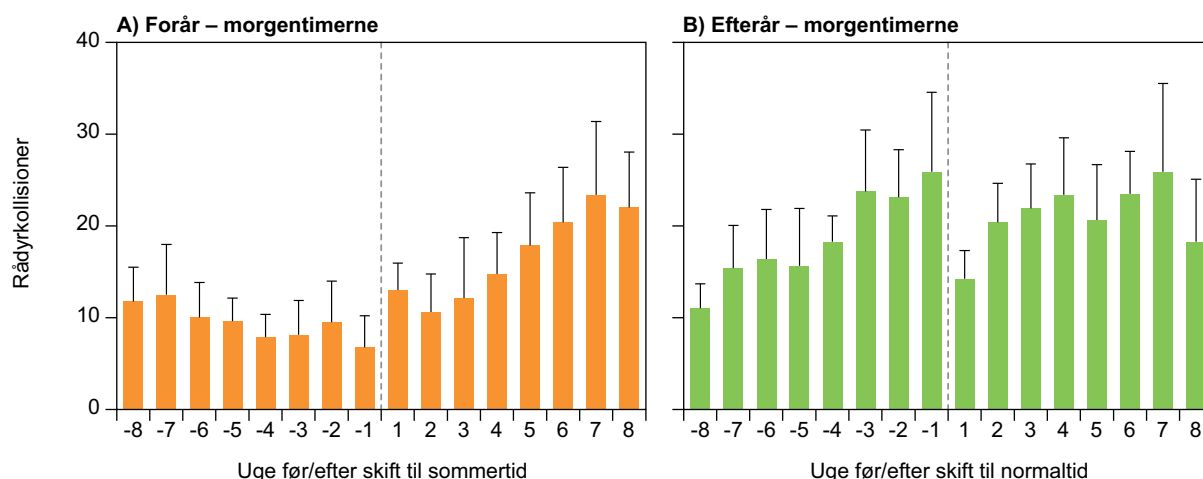
Uger før og efter tidsskifte	Forår				Efterår			
	N	Middel ± SD	d.f.	t	N	Middel ± SD	d.f.	t
-1 – 1 uge	526	-8,0 ± 5,5	7	4,13**	1200	8,3 ± 14,6	7	1,59
-2 – 2 uger	1114	-9,5 ± 10,8	7	2,49*	2351	-1,9 ± 19,7	7	0,28
-4 – 4 uger	2485	-28,4 ± 25,9	7	3,10*	4569	-45,1 ± 27,5	7	4,63*

B) Rådyrkollisioner - morgen 03:00-09:00

Uger før og efter tidsskifte	Forår				Efterår			
	N	Middel ± SD	d.f.	t	N	Middel ± SD	d.f.	t
-1 – 1 uge	158	-6,3 ± 3,4	7	5,25**	321	11,6 ± 9,7	7	3,38*
-2 – 2 uger	319	-7,4 ± 6,1	7	3,41*	669	14,4 ± 12,2	7	3,34*
-4 – 4 uger	662	-18,3 ± 10,2	7	5,07**	1267	11,1 ± 13,0	7	2,43*

Om efteråret stiger antallet af rådyrkollisioner gennem alle otte uger før skiftet fra sommertid til normaltid, hvorefter det er stabilt i ugerne efter overgangen. Der er flere kollisioner med rådyr i ugen før skiftet end i ugen lige efter skiftet, men forskellen er ikke signifikant.

Sammenlignes alene antallet af rådyrkollisioner i morgentimerne (03:00-09:00) ses samme mønster om foråret. Om efteråret bliver der derimod registreret væsentlig flere kollisioner i morgentimerne i ugerne op til tidsskiftet end i morgentimerne i ugerne efter skiftet (Figur 3.6 og Tabel 3.3B).



Figur 3.6. Ugentlige rådyrkollisioner (middel + standardafvigelse) i morgentimer 03:00-09:00 i 8 uger før og efter skiftene mellem normaltid og sommertid. Stiplet linje indikerer overgangen mellem tidsangivelserne.

3.3 Køns- og aldersfordeling

Den overordnede fordeling af påkørte rådyr, krondyr og dådyr på alder og køn fremgår af Tabel 3.4 og 3.5. De forholdsvis mange hjortedyr uden registreringer af køn og alder skyldes manglende indrapportering, eller at der har været tale om en 'negativ eftersøgning', hvor dyret ikke er blevet fundet. Der er ingen forskel i fordelingen mellem hjortedyr med kendt køn og uden oplysninger om køn over døgnet (Rådyr: $\chi^2_{23} = 0,83$, $P = 0,99$; Krondyr: $\chi^2_{23} = 8,24$, $P = 0,99$; Dådyr: $\chi^2_{23} = 9,21$, $P = 0,99$), eller i den månedlige fordeling over året (Rådyr: $\chi^2_{11} = 17,6$, $P = 0,10$; Krondyr: $\chi^2_{11} = 2,41$, $P > 0,99$; Dådyr: $\chi^2_{11} = 1,69$, $P > 0,99$).

Tabel 3.4. Kønsfordelingen på de indrapporterede hjortedyr 2003-2012.

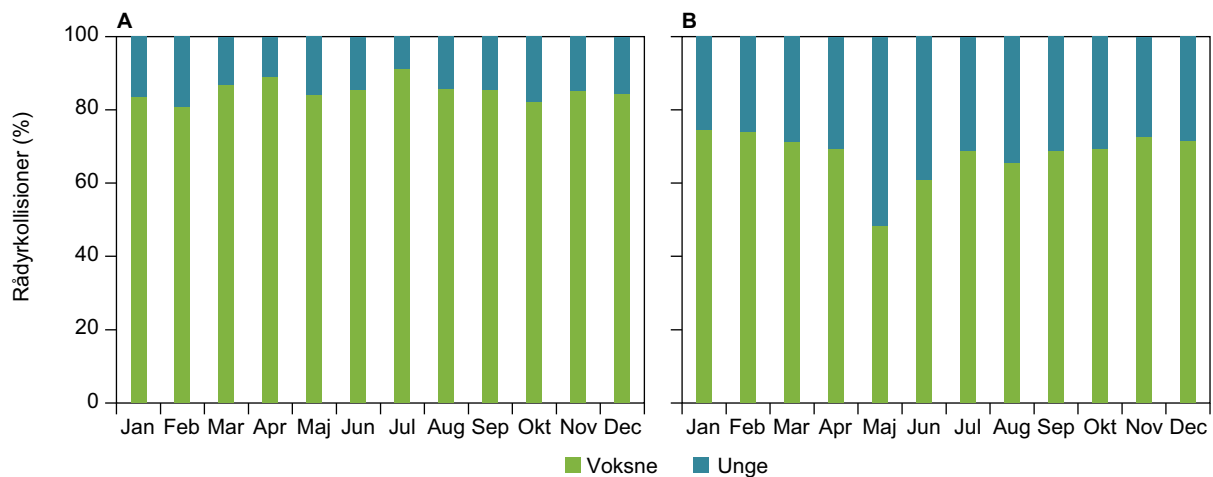
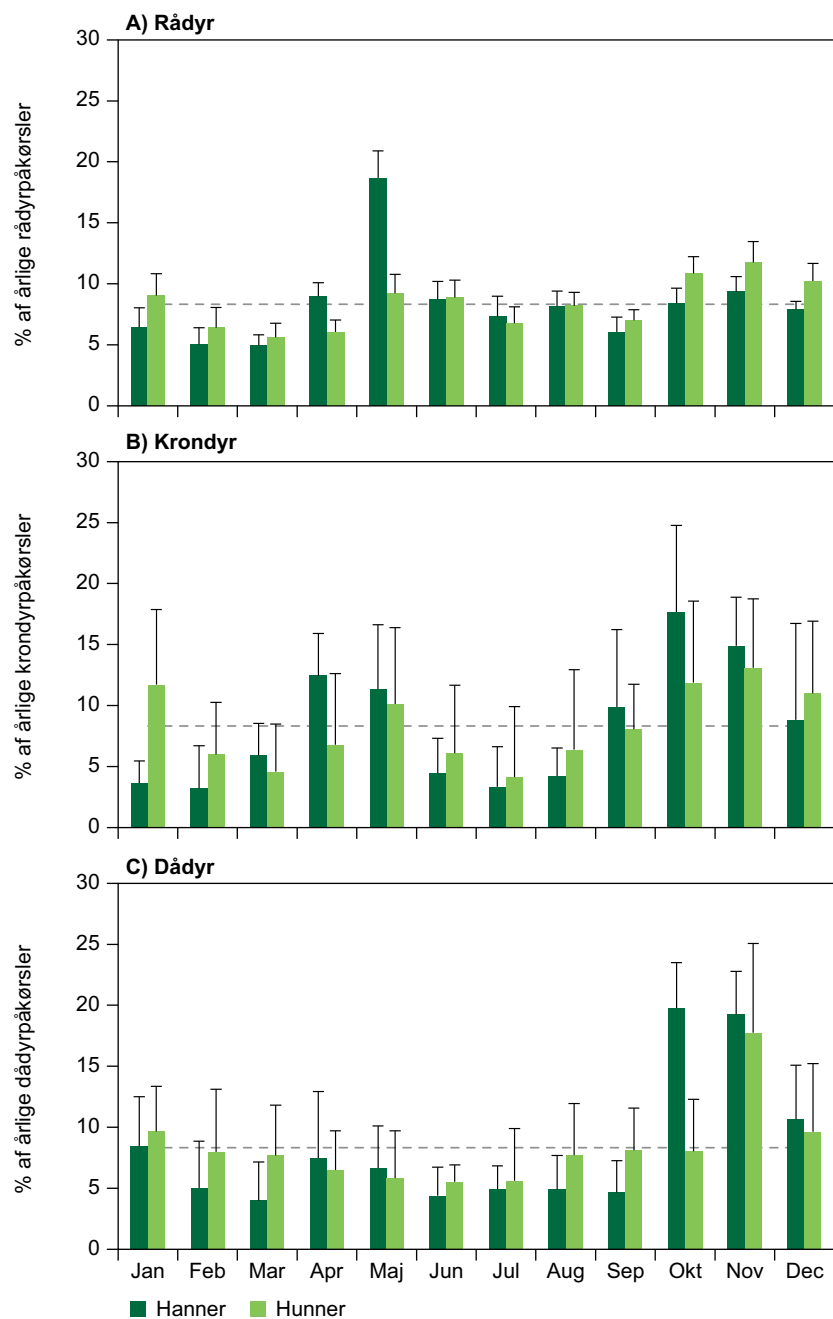
	Art	Hanner	Hunner	Ukendt	Total
Antal	Rådyr	5.657	10.197	13.841	29.695
	Krondyr	370	307	463	1.140
	Dådyr	612	419	413	1.444
% med kendt køn	Rådyr	35,7	64,3		
	Krondyr	54,7	45,3		
	Dådyr	59,4	40,6		

Tabel 3.5. Aldersfordelingen på de indrapporterede hjortedyr 2003-2012.

		Kalve/lam	Unge	Voksne	Ukendt	Total
Antal	Rådyr	3.609	3.568	9.604	12.914	29.695
	Krondyr	141	91	493	415	1.140
	Dådyr	197	148	707	392	1.444
% med kendt alder	Rådyr	21,5	21,3	57,2		
	Krondyr	19,4	12,6	68,0		
	Dådyr	18,7	14,1	67,2		

For rådyrets vedkommende påkøres der dobbelt så mange hunner som hanner (Tabel 3.4). Dette ses i alle månederne bortset fra maj. Blandt rådyrhanner ses en ensartet fordeling mellem voksne og unge dyr i alle årets måneder ($\chi^2_{11} = 5,4$, $P = 0,91$), men blandt hunnerne udgør unge dyr en større andel af rådyrene i maj og juni ($\chi^2_{11} = 23,3$, $P < 0,02$) (Figur 3.7 og 3.8).

Figur 3.7. Middel (+ standardafvigelse) af månedlige kollisioner som procent af det årlige antal indrapporterede kollisioner for hjortedyr, hvor køn er registreret i 2003-2012. A/ Rådyr (Hanner: N = 5.662, Hunner: N = 10.200), B/ Krondyr (Hanner: N = 370, Hunner: N = 308), og C/ Dådyr (Hanner: N = 612, Hunner: N = 419). Stiplet linje indikerer niveauet, hvis kollisionerne var jævnt fordelt over året.



Figur 3.8. Månedlig variation i andelen af voksne og unge rådyr, hvor køn og alder er registreret i perioden 2003-2012. A/ Hanner (N = 5.662), B/ Hunner (N = 10.200).

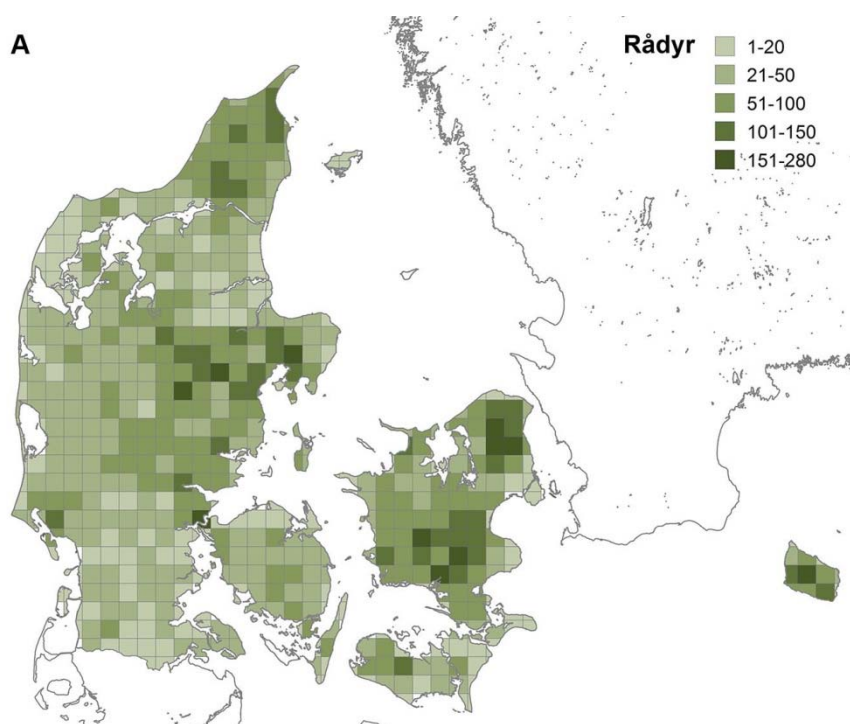
For krondyr påkøres flest hanner i mange af årets måneder, specielt i april – maj måned og igen september – oktober måned (Figur 3.3). Det samme billede ses for dådyret i april – maj måned og så lidt forskudt til oktober – november måned i efteråret.

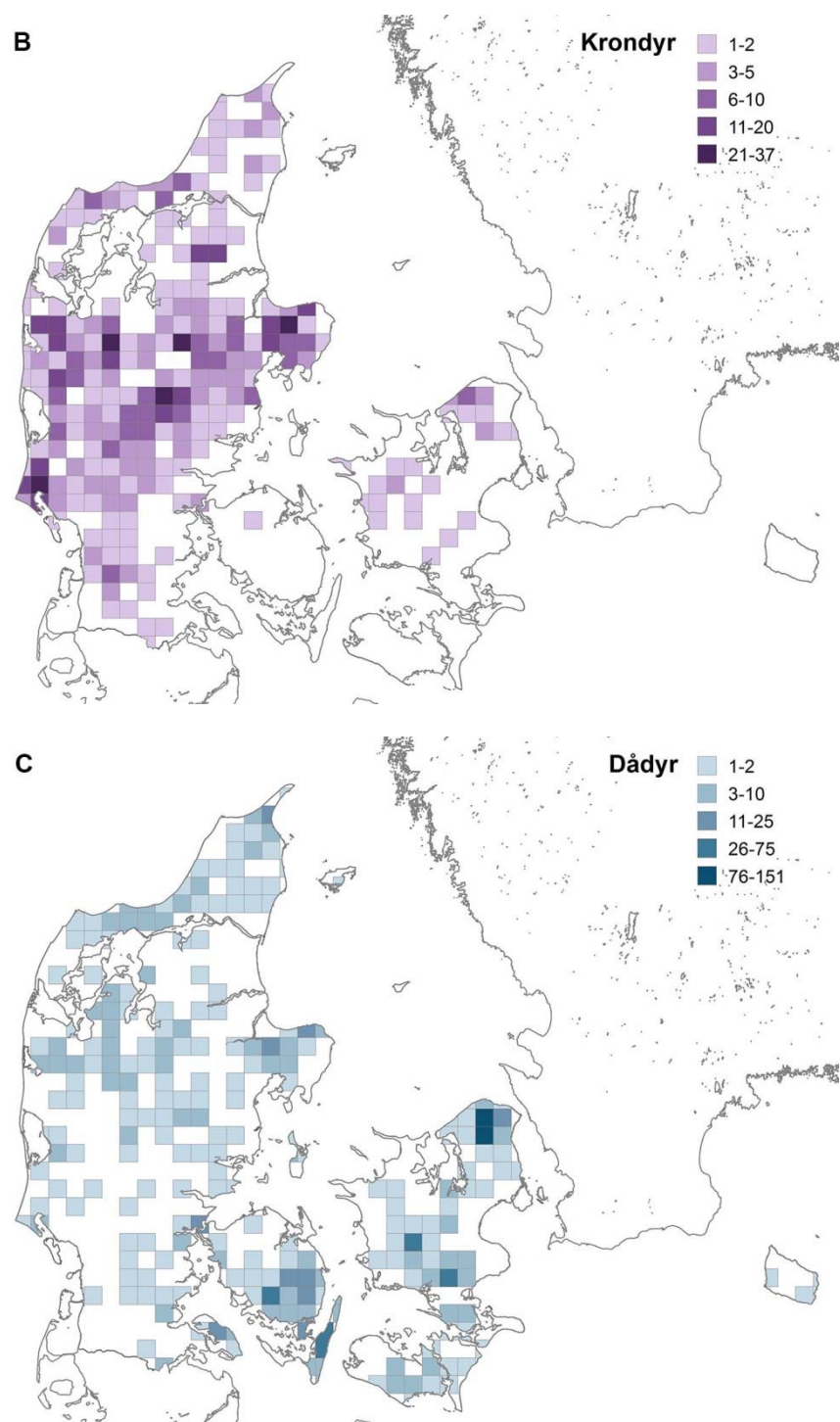
Aldersfordelingen blandt de indrapporterede rådyr, krondyr og dådyr fremgår af Tabel 3.5. Bemærk at for rådyrets vedkommende er alderen ukendt for knap 13.000 individer. For de tre arter er det primært de voksne dyr der er involveret i kollisioner med motorkøretøjer, henholdsvis rådyr (57,2 %), krondyr (68,0 %) og dådyr (67,2 %).

3.4 Fordeling af påkørte større hjortedyr og jagtudbytte

På baggrund af 27.518 registreringer kan der gives et billede af den geografiske fordeling af påkørte større vilde hjortedyr (rådyr, krondyr og dådyr) (Figur 3.9).

Figur 3.9. Geografisk fordeling af påkørte hjortedyr i 10x10km-kvadrater i perioden 2003-2012. Kun hjortedyr, hvor koordinaterne ligger <50 m fra midten af en vej, er inkluderet. A/ Rådyr: N = 25.390, B/ Krondyr: N = 959, og C/ Dådyr: N = 1.169.

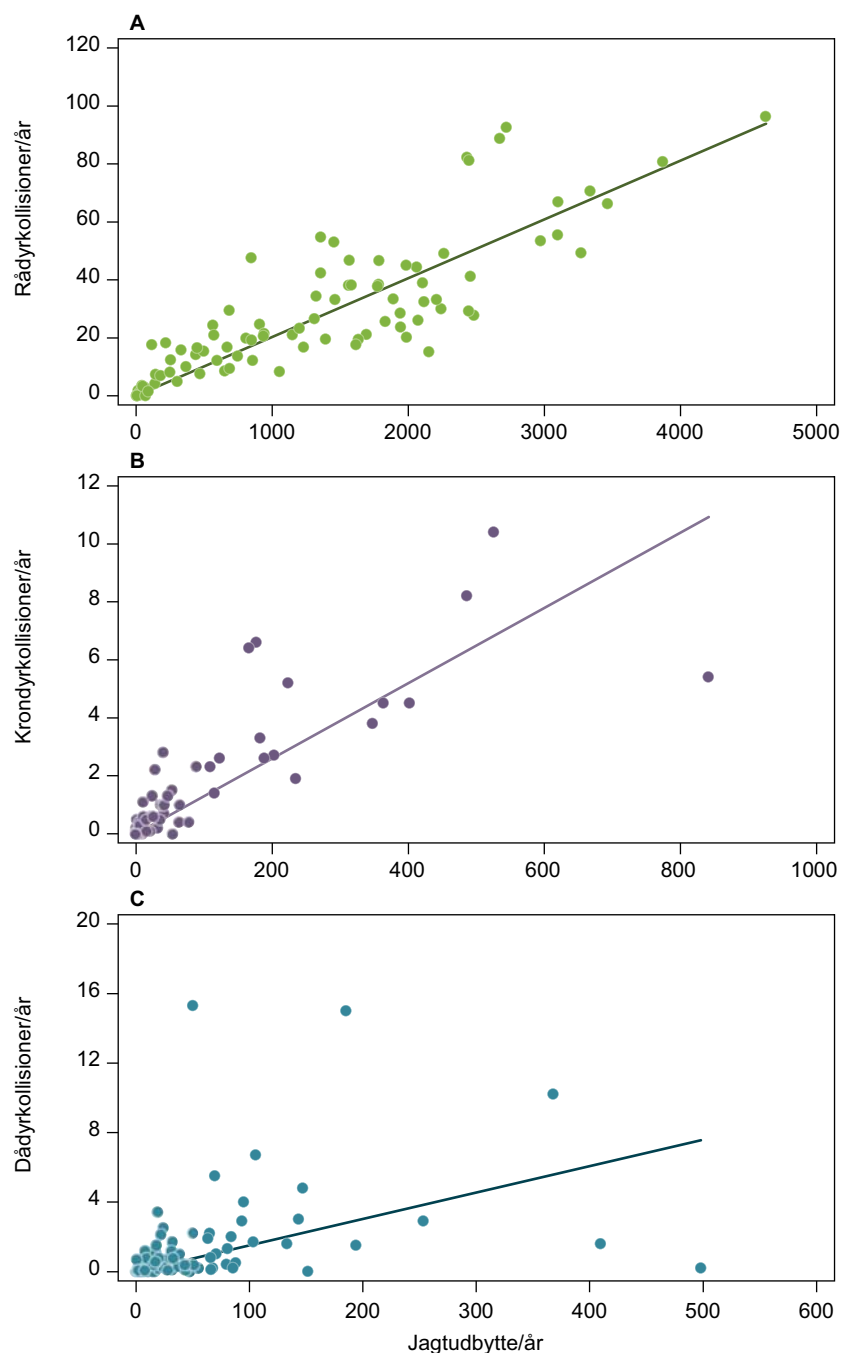




3.4.1 Rådyr

Rådyret er et af de pattedyr der har den største udbredelse i landet, idet arten blev registreret i næsten alle 10 km-kvadrater i forbindelse med Dansk Pattedyratlas i atlasperioden 1993-2003 (Asferg & Madsen 2007a). Dette bekræftes også af, at der påkøres rådyr i hele landet (Figur 3.9A). Kortet afspejler, at det primært sker i Nordsjælland og på Midsjælland, den østlige del af Midtjylland samt Djursland og Nordjylland. Der ses en god sammenhæng mellem det årlige jagtudbytte kommuneniveau og antallet af registrerede påkørsler ($N = 98$, $R^2 = 0,75$, $P < 0,001$), (Figur 3.10A).

Figur 3.10. Sammenhænge mellem gennemsnitlige årlige jagtudbytter og registrerede kollisioner med hjortedyr pr. kommune i 2003-2012. A/ Rådyr, B/ Krondyr, og C/ Dådyr.



3.4.2 Krondyr

Der er registreret krondyr i de fleste 10 km-kvadrater i atlasperioden 1997-2004 i Jylland og i mange kvadrater i Nord- og Vestsjælland (Asferg & Madsen 2007b). Krondyr er derimod ikke registreret på Fyn, Lolland, Falster, Møn og Bornholm, ligesom arten mangler på alle mindre øer. Fig. 3.9B viser fordelingen af registrerede kollisioner med krondyr. De største tætheder af kollisioner ses i de områder, som også huser de tætteste bestande: Vestjylland, Midtjylland, Himmerland og Norddjursland (Asferg & Madsen 2010b, Sunde m.fl. 2008). Det registrerede krondyr på Fyn er et fangenskabssdyr, der slap ud af heget (M. Flinterup, pers. medd.). Sammenholdes antallet af registrerede påkørsler af krondyr med jagtudbyttet pr. år på kommuneniveau, ses en god sammenhæng ($N = 98$, $R^2 = 0,75$, $P < 0,001$), men nogle kommuner skiller sig ud, fx Ringkøbing-Skjern og Lyngby-Taarbæk

(Figur 3.10B). I Ringkøbing-Skjern ses et meget højt jagtudbyttet ift. antallet af registrerede kollisioner, mens jagtudbyttet i Lyngby-Taarbæk og Københavns kommune er meget højt ift. antallet af registrerede kollisioner, formentlig fordi de fleste nedlagte krondyr er skudt under hegn eller repræsenterer dyr, der er registreret i jægernes bopælskommune og ikke kommunen, hvor dyrene er nedlagt (Asferg m.fl. 2004).

3.4.3 Dådyr

Fritlevende dådyr har aldrig haft større udbredelse i Danmark end ved slutningen af perioden 1997-2003, hvor udbredelsen af pattedyr blev kortlagt (Asferg & Madsen 2007c). Den største sammenhængende udbredelse har dådyret i Nord-, Midt- og Sydsjælland, på Lolland-Falster og på Fyn. Forekomsten i Jylland er tilsyneladende mere spredt, men arten er registreret i mange kvadrater i Øst- og Midtjylland. Forekomsten af registrerede påkørsler af dådyr afspejler den overordnede udbredelse og tæthed af fritlevende bestande af dådyr (Figur 3.9C). Som hos krondyr må det dog forventes, at datamaterialet inkluderer enkelte nyligt undslupne fangenskabsdyr. Sammenholdes antallet af dådyrkollisioner med jagtudbyttet pr. år på kommuneniveau, ses dårlig om end stadig signifikant sammenhæng ($N = 98$, $R^2=0,27$, $P<0,001$) (Figur 3.10C). I jagtudbyttet for dådyr indgår et væsentligt antal dyr, der er nedlagt i dyrehaver og andre fangenskabsbestande (Asferg m.fl. 2004, Asferg & Madsen 2007c), fx i Lyngby-Taarbæk og Københavns kommune. Endvidere kan fejlregistreringer af nedlagte dådyr i jægernes bopælskommune og ikke i kommunen, hvor dyret er nedlagt, skævvride sammenhængen med registrerede påkørte dådyr.

3.5 Modellering af temporære kollisionsmønstre for rådyr

3.5.1 Variationen i løbet af året

Variationen i mønstret i kollisioner med rådyr fra døgn til døgn over året beskrives bedst af en kombination af variablerne: måned, dagtype, ugedag, jagttid og månens fase (Tabel 3.6 og 3.7).

Tabel 3.6. De bedste alternative statistiske modeller til beskrivelse af det temporære kollisionsmønster over året for rådyr og modellernes indbyrdes forklaringsgrader. Forkortelserne af variablerne er forklaret i Tabel 2.1.

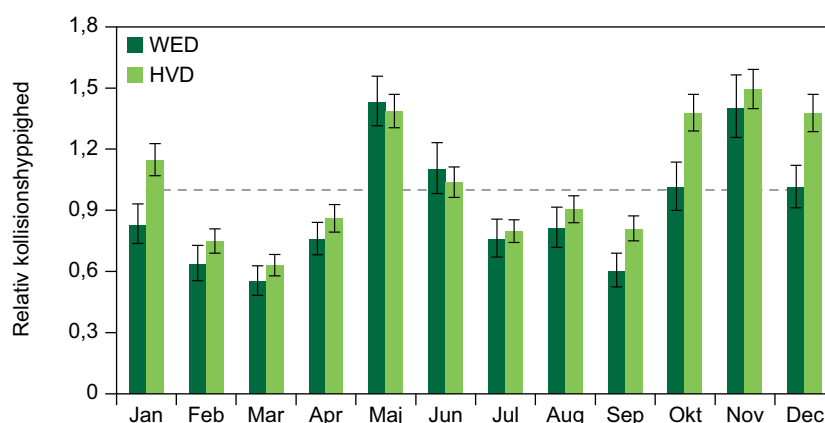
Variabel	k	AIC	ΔAIC	w_i
MD*DT + UD + JGT + Måne	32	275587,3	0,0	60 %
MD*DT + JGT + Måne	26	275589,6	2,3	19 %
MD*DT + UD + Måne	31	275589,9	2,6	16 %
MD*DT + Måne	25	275592,2	4,9	5 %
MD*DT	24	275632,3	45,0	0 %
MD + DT	13	275686,8	99,5	0 %
MD	12	275703,9	116,6	0 %
JGT	2	276434,9	847,6	0 %
Måne	2	276910,4	1323,1	0 %
Ingen effekt	1	276949,6	1362,3	0 %

Tabel 3.7. Forklaringsgraden for de enkelte variabler i den bedste statistiske model til beskrivelse af årsvariationen i kollisionsmønsteret for rådyr. Forkortelserne af variablerne er forklaret i Tabel 2.1.

Variabel	Frihedsgrader	F	Pr > F
MD*DT	23	37,8	<0,0001
UD	6	2,4	0,027
Måne	1	42,6	<0,0001
JGT	1	4,68	0,031

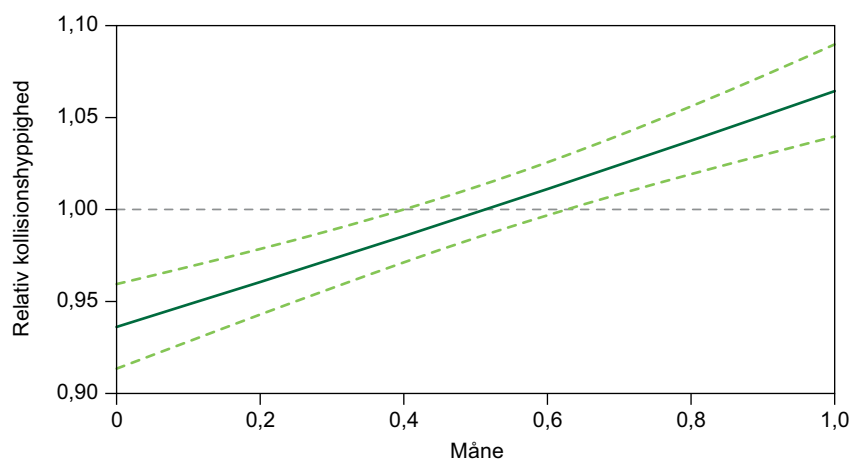
Antallet af registrerede kollisioner varierer meget fra måned til måned (Figur 3.2). Måned er den enkelte faktor, der bedst forklarer variationen i kollisioner fra døgn til døgn året igennem. Måned indgår i modellen koblet til Dagtype, idet der generelt sker flere kollisioner på hverdage end på weekend-/helligdage (Figur 3.11). Der sker ligeledes flere kollisioner i perioderne med jagttid på rådyr. Tilføjes variabelen Ugedag forbedres modellen, men forklaringsgraden af Ugedag i den samlede model er lav.

Figur 3.11. Relativ estimeret kollisionshyppighed for rådyr (middel og 95 % konfidensinterval) pr. døgn på hverdage (HVD) og weekend- og helligdage (WED) gennem årets måneder. Den grå stiplede vandret grå linje indikerer hyppigheden, hvis den var konstant på de forskellige dagtyper i alle årets måneder.



De forskellige statistiske modeller for variationen i kollisionsmønsteret over året forbedres alle, når størrelsen af den synlige del af måneskiven blev inkluderet som en forklarende variabel (Tabel 3.7). Ved fuldmåne sker der ca. 12 % flere påkørsler af rådyr end ved nymåne (Figur 3.12). Variationen i kollisionshyppigheden i forhold til størrelsen af den synlige del af månen kan skyldes forskelle i adfærden hos såvel rådyr som bilister på nætter med forskellige grader af månelys.

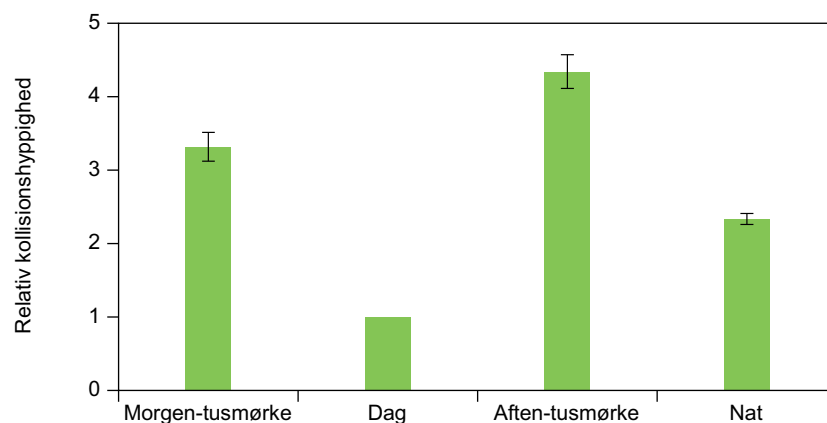
Figur 3.12. Relativ estimeret kollisionshyppighed for rådyr pr. døgn i forhold til størrelsen af den synlige del af månen (0 = nymåne, 1 = fuldmåne). De sorte stiplede linjer viser 95 % konfidensintervaller på estimatet. Den grå stiplede vandret grå linje viser hyppigheden, hvis den var konstant gennem en månecyklus.



3.5.2 Variationen i løbet af døgnnet

Den væsentligste forklarende faktor for kollisionsmønstret for rådyr over døgnnet er døgnets fase. De fleste kollisioner ses i de få timer i morgengryet og skumringen uafhængigt af, hvilke præcise tidspunkter de dækker i løbet af året. Alt andet lige er hyppigheden af kollisioner med et rådyr pr. time omkring 40 gange større i morgengryet og skumringen end i dagtimerne (Figur 3.13).

Figur 3.13. Relativ estimeret kollisionshyppighed for rådyr i forskellige faser af døgnnet (middel og 95 % konfidensinterval) i forhold til hyppigheden af påkørsler i dagtimerne.



Variationen i mønstret i kollisioner med rådyr fra time til time over døgnnet beskrives bedst af en kombination af variablerne: time, døgnfase og daglængde (Tabel 3.8 og 3.9).

Tabel 3.8. De bedste alternative statistiske modeller til beskrivelse af døgnvariationen i kollisionsmønstret for rådyr og modellernes indbyrdes forklaringsgrader. Forkortelserne af variablerne er forklaret i Tabel 2.1.

Variabel	k	AIC	Δ AIC	w_i
Time + Dag_F + Time*Dag_L	51	345395,4	0,0	100 %
Time + Dag_F + Time*Nat_L	51	345410,0	14,6	0 %
Time + Dag_L + Time*Dag_F	46	345998,3	602,9	0 %
Time + Time*Dag_L	48	346280,8	885,4	0 %
Time + Dag_F + Dag_L	28	346941,4	1546,0	0 %
Time + Dag_F	27	347632,4	2237,0	0 %
Time	24	349739,8	4344,4	0 %
Dag_F	4	352507,8	7112,4	0 %
Ingen effekt	1	357299,2	11903,8	0 %
Dag_L	2	357299,5	11904,1	0 %

Tabel 3.9. Forklaringsgraden for de enkelte variabler i den bedste statistiske model til beskrivelse af døgnvariationen i kollisionsmønstret for rådyr. Forkortelserne af variablerne er forklaret i Tabel 2.1.

Variabel	Frihedsgrader	F	Pr > F
Time	23	91,0	<0,0001
Dag_F	3	203,0	<0,0001
Dag_L*Time	24	87,9	<0,0001

3.6 Modellering af rumligt kollisionsmønster for rådyr

Den rumlige variation i kollisionsmønsteret med rådyr beskrives bedst af en statistisk model, der inkluderer variable for Vejtype, Årsdøgnstrafik, Jagtudbyttet/km² som mål for variationen i bestandstætheden i forskellige dele af landet og landskabsparametrene: Landskabsheterogeniteten, Skov, §3-beskyttede naturområder, Skovkant og Bebygget areal (bebyggelse i landområder, industriområder og byområder) (Tabel 3.10 og 3.11). Længden af det enkelte vejstykke (Vejlængde) indgår desuden i modellen som mål for forskelle i sandsynligheden for en påkørsel på vejstykkerne.

Tabel 3.10. De bedste alternative statistiske modeller til beskrivelse af det rumlige kollisionsmønster mellem rådyr og køretøjer på 100 m-vejstykker i landområder og modellernes indbyrdes forklaringsgrader. Forkortelserne af variable er forklaret i Tabel 2.2.

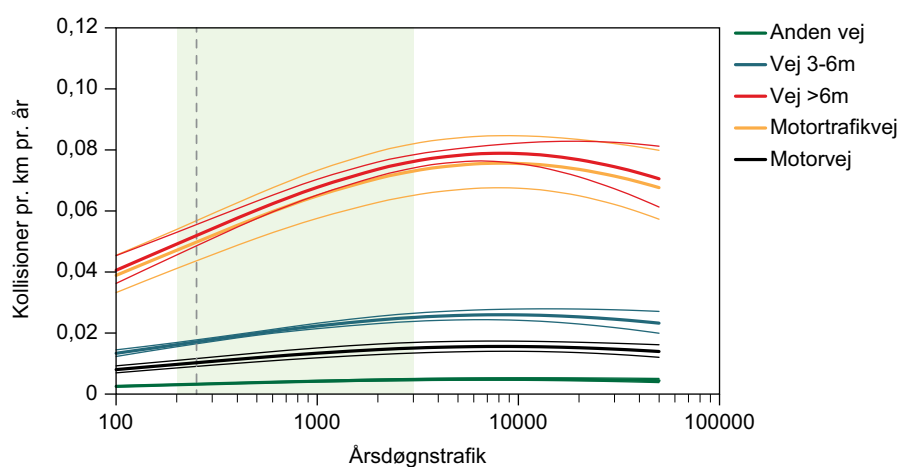
Variabler i statistisk model	k	AIC	ΔAIC	w_i
Trafik & bestandstæthed				
Vej_L + VType + AADT + AADT ² + Jagt + Jagt ²	10	163318	0	100 %
Vej_L + VType + AADT + Jagt	8	163386	68	0 %
VType	5	167955	4637	0 %
AADT	2	176399	13082	0 %
Ingen effekt	1	189703	26385	0 %
Trafik + 10 km-kvd. landskab				
Vej_L + VType + AADT + AADT ² + Jagt + Jagt ²				
+ HIndex10	11	162415	0	100 %
+ Skov_A10	11	162869	454	0 %
+ Veje_tot_L10	11	162967	551	0 %
+ Urban_A10	11	163971	556	0 %
+ Vandloeb_L10	11	163126	710	0 %
+ Hede_A10	11	163179	764	0 %
Trafik + 10 km + 1 km-kvd. landskab				
Vej_L + VType + AADT + AADT ² + Jagt + Jagt ² + Hind_10				
+ Skov_A1 + Par3_A1	13	159872	0	100 %
+ Skov_A1 + Bygn_Nr1	13	160016	145	0 %
+ Skov_A1 + Skovkant_L1	13	160021	150	0 %
+ Skov_A1	12	160025	153	0 %
+ Par3_A1	12	161931	2060	0 %
+ Bygn_Nr1	12	162316	2444	0 %
Trafik + 10 km + 1 km + 100 m-kvd. landskab				
Vej_L + VType + AADT + AADT ² + Jagt + Jagt ² + Hind_10 + Skov_1A + Par3_1A				
+ Skovkant_L100 + Bebyg_A100	15	158404	0	100 %
+ Skovkant_L100	14	158762	359	0 %
+ Skov_A100	14	158765	362	0 %
+ Bebyg_A100	14	159488	1084	0 %
+ Byg_Y/N100	14	159546	1142	0 %
+ Hegn_L100	14	159806	1403	0 %

Tabel 3.11. Forklaringsgraden for de enkelte variabler i den bedste statistiske model til beskrivelse af det rumlige kollisionsmønster med rådyr på 100 m-vejstykker i landområder. Forkortelserne af variablerne er forklaret i Tabel 2.2.

Variabel	Frihedsgrader	F	Pr > F
Vej_L	1	1794	<0,0001
VType	4	1726	<0,0001
AADT	1	45	<0,0001
AADT^2	1	31	<0,0001
Jagt	1	85	<0,0001
Jagt^2	1	18	<0,0001
Hlnd_10	1	155	<0,0001
Skov_1A	1	662	<0,0001
Par3_1A	1	143	<0,0001
Skovkant_100A	1	1094	<0,0001
Bebyg_100A	1	351	<0,0001

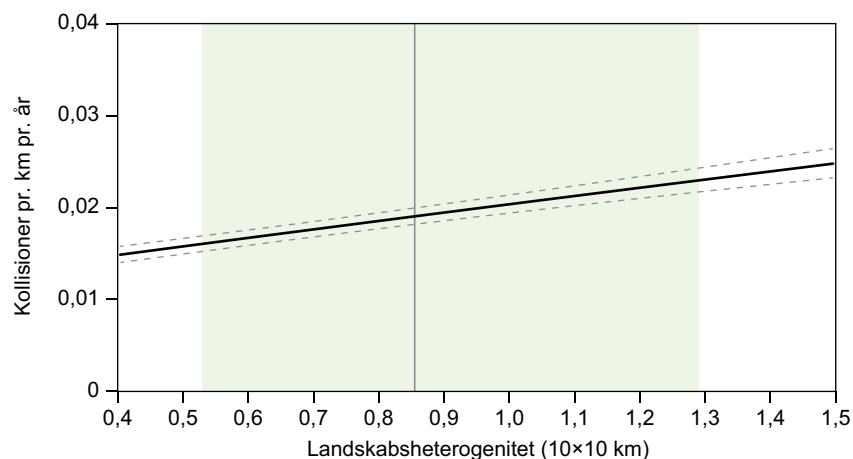
Der sker markant flere kollisioner på motortrafikveje og større veje > 6 m end på andre vejtyper (Figur 3.14). I hvilken grad forskellene i kollisionsrisikoen skyldes forskellene i hastigheden på vejen eller forskelle i de fysiske anlæg, kan ikke afgøres ved de tilgængelige data og den statistiske modellering. Kollisionshyppigheden på det enkelte vejstykke er positivt korreleret med årsdøgns trafikken op til ca. 8.000 biler, hvorefter antallet af kollisioner falder.

Figur 3.14. Variationen i estimeret kollisionshyppigheden for rådyr (middel og 95 % konfidensintervaller) pr. km pr. år som funktion af årsdøgns trafikken på forskellige vejtyper på 100 m-vejstykker i landområder. Den lodrette grå linje indikerer medianværdien og det farvede område 5 %-95 % intervallet for årsdøgns trafikken på vejstykkerne.



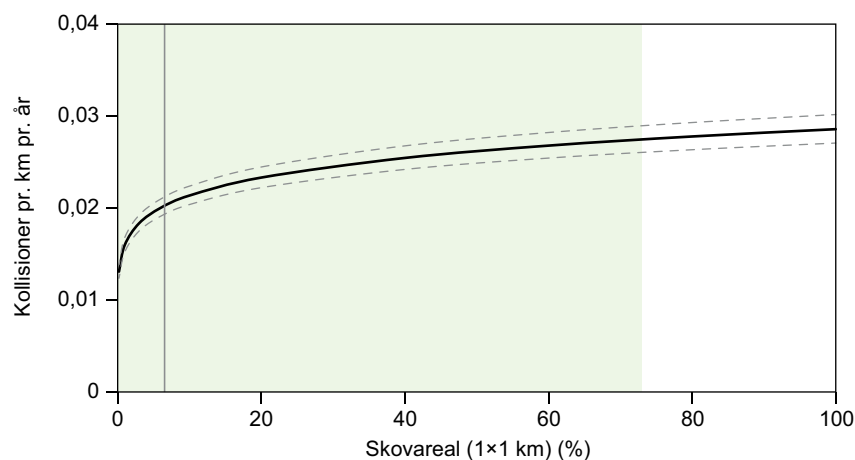
På 10 km-kvadratsniveau er den landskabsvariabel, der bedst forklarer fordelingen af rådyrkollisioner på en given vejstrækning heterogenitetsindekset for landskabets sammensætning (H-indeks) (Figur 3.15). Arealet af skov er også en god prædikator for antallet af kollisioner på vejstrækninger i 10x10km-kvadrater. Kollisionshyppigheden er positivt korreleret med H-indekset og skovarealet. Desuden ses en svag positiv sammenhæng mellem antallet af rådyrkollisioner og antallet af bygninger i landområder.

Figur 3.15. Variationen i estimeret kollisionshyppighed for rådyr pr. km pr. år som funktion af landskabsheterogeniteten (Shannon-Wiener Heterogenitetsindeks) på 10 km-kvadratsniveau på 100 m-vejstykker i landområder. Den lodrette grå linje indikerer medianværdien og det farvede område 5 %-95 % intervallet for landskabsheterogeniteten i de 10x10km-kvadrater, som vejstykkerne ligger i.



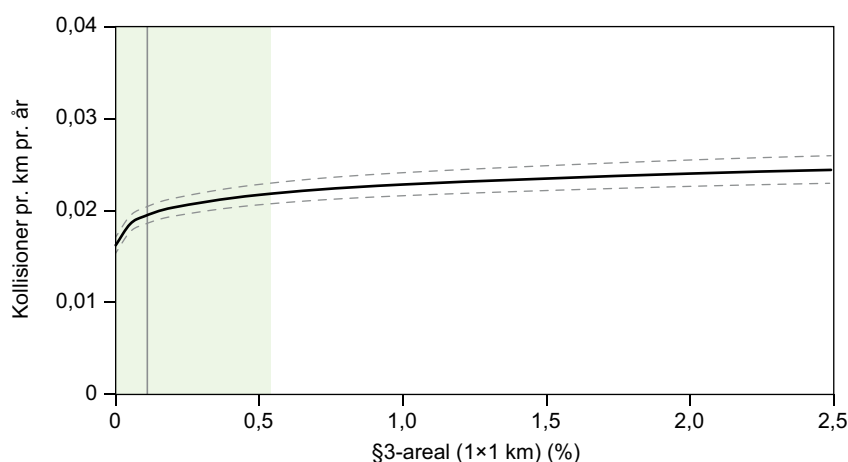
På 1 km-kvadratsniveau er arealet af skov og §3-beskyttede arealer, der forbedrer modellens for kollisionsmønstret i væsentlig grad (Figur 3.16 og 3.17). Den positive sammenhæng med arealet af 3-beskyttede naturtyper skal formentlig ikke tolkes således, at de oftest meget små flader med beskyttet naturtyper er vigtige for rådyr. Derimod er forekomsten af §3-beskyttede naturtyper sikkert et udtryk for, at området ikke er så intensivt udnyttet og har en forholdsvis høj heterogenitet. Korrelationen mellem kollisionshyppigheden og skovarealet på 1km-kvadratsniveau er stærkere end korrelationen i forhold til skovarealet på 10 km-niveauet, hvorfor kun skovdækket på 1 km-niveau indgår i den videre statistiske modellering af kollisionshyppigheden.

Figur 3.16. Variationen i estimeret kollisionshyppighed for rådyr pr. km pr. år som funktion af skovdækket på 1 km- kvadratsniveau på 100 m-vejstykker i landområder. Stiplede linjer viser 95 % konfidensintervaller. Den lodrette grå linje indikerer medianværdien og det farvede område 5 %-95 % intervallet for arealet af skov i de 1x1km-kvadrater, som vejstykkerne ligger i.

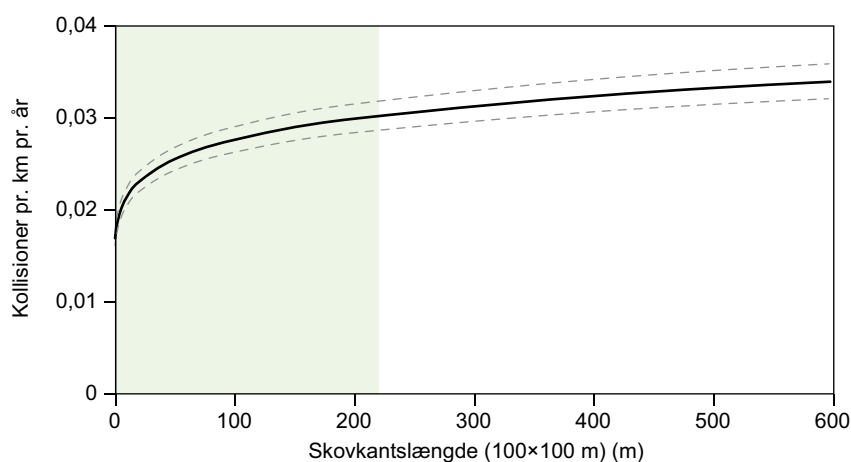


På 100 m-kvadratsniveau bidrager længden af skovkant og bebygget areal (bebyggelse i åbent land, industriområder og byområder) bedst til forklaring af kollisionshyppigheden for rådyr på vejstykkerne (Figur 3.18 og 3.19). Længden af skovkant er positivt korreleret med kollisionshyppigheden, er sammenhængen med det bebyggede areal negativ. Skovarealet på 100 m-kvadratsniveau er også en god prædiktør for forekomsten af rådyrkollisioner, men skovarealet er dårligere prædiktør end længden af skovkant, og skovarealets forklaringsværdi i modellen forsvinder, når skovarealet indgår sammen med længden af skovkant.

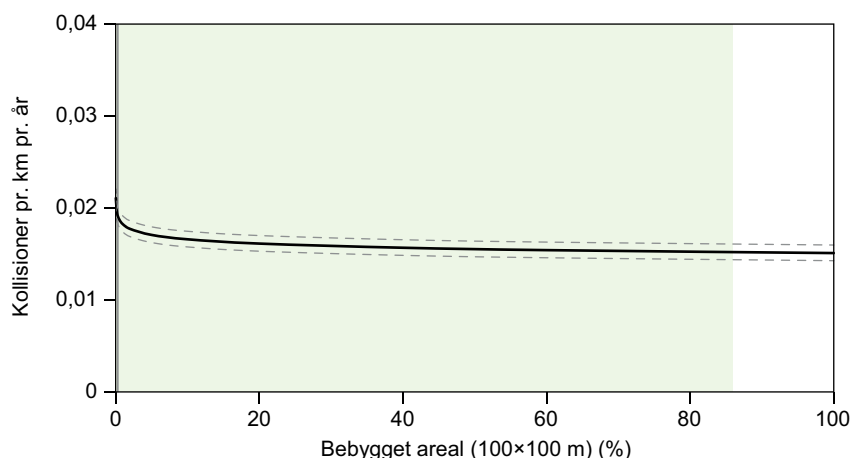
Figur 3.17. Variationen i estimeret kollisionshyppighed for rådyr pr. km pr. år som funktion af skovdækket på 1 km- kvadrat-niveau på 100 m-vejstykker i landområder. Stiplede linjer viser 95 % konfidensintervaller. Den lodrette grå linje indikerer medianværdien og det farvede område 5 %-95 % intervallet for arealet af §3-beskyttede områder i de 1 km-kvadrater, som vejstykkerne ligger i.



Figur 3.18. Variationen i estimeret kollisionshyppighed for rådyr pr. km pr. år som funktion af længden af skovkant på 100 m-kvadratkantniveau på 100 m-vejstykker i landområder. Stiplede linjer viser 95 % konfidensintervaller på estimatet. Den lodrette grå linje indikerer medianværdien og det farvede område 5 %-95 % intervallet for længden af skovkant i de 100 m-kvadrater, som vejstykkerne ligger i.



Figur 3.19. Variationen i estimeret kollisionshyppighed for rådyr pr. km pr. år som funktion af bebygget areal (bebyggelse i åbent land, industri og byarealer) på 100 m-kvadratkantniveau på 100 m-vejstykker i landområder. Stiplede linjer viser 95 % konfidensintervaller på estimatet. Den lodrette grå linje indikerer medianværdien og det farvede område 5 %-95 % intervallet for arealet af bebygget areal i de 100 m-kvadrater, som vejstykkerne ligger i.



3.6.1 Estimeret risiko for rådyrkollisioner

Et eksempel på den geografiske fordeling af kollisioner med rådyr, den estimerede hyppighed af rådyrkollisioner og risikoen, som den enkelte bilist har for at kolliderer med et rådyr på 100 m-vejstrækninger omkring Filskov i Jylland, er illustreret i Figur 3.20A, B og C. De registrerede kollisionsteder med rådyr som modellen er konstrueret ud fra er angivet i Fig. 3.20A. Den estimerede kollisionshyppighed for rådyr er størst på større landeveje med høj trafikintensitet (Figur 3.20B). Som følge af variationen i landskabet, som

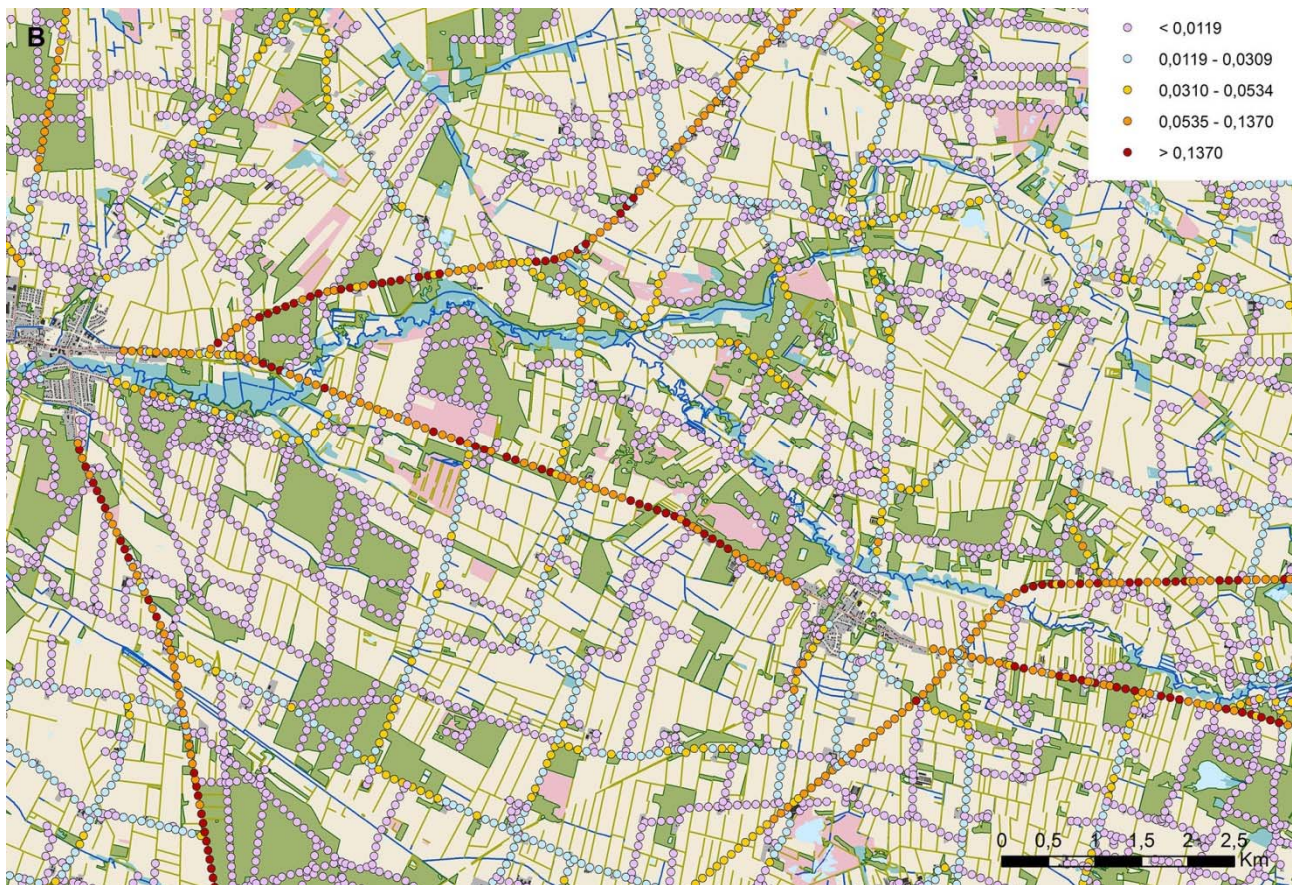
vejene gennemskærer, kan den estimerede kollisionshyppighed variere meget på vejene selv inden for korte afstande.

Kollisionshyppigheden i forhold til årsdøgntrafikken på det enkelte vejstykke, dvs. den estimerede risiko for at påkøre et rådyr for den enkelte bilist, er væsentligt anderledes fordelt på vejnettet end kollisionshyppigheden (Figur 3.20C). Kollisionsrisikoen for den enkelte bilist kan være høj selv på mindre veje gennem områder med småskove.

De registrerede påkørselssteder for rådyr i hele landet fremgår af bilag 4. Vejstrækninger i hele landet med den højeste (1 %) estimerede kollisionshyppighed for rådyr (Y_E) og den højeste (1 %) risiko for den enkelte bilist for at påkøre et rådyr (Z_E) er vist i Bilag 5 og 6.



Figur 3.20. Eksempel på den geografiske fordeling af collisioner med rådyr, den estimerede hyppighed af rådyrkollisioner og risikoen, den enkelte bilist har for at kollidere med et rådyr på 100 m-vejstrækninger omkring Filskov i Jylland. A/ Registrerede kollisionssteder med rådyr i perioden 2003-2010 (rød), som modellen er konstrueret ud fra, og senere registreringer fra 2011-2012 (orange). B/ Estimerede antal rådyrkollisioner (Y_E) på de enkelte 100 m-vejstykker (antal $\cdot \text{km}^{-1} \cdot \text{år}^{-1}$) (se teksten for forklaring på kategoriopdelingen). C/ Den estimerede kollisionsrisiko for den enkelte bilist (Z_E) på de enkelte 100 m-vejstykke (se teksten for forklaring på kategoriopdelingen). Legende for kortene som på Figur 2.1.



4 Afværgeforanstaltninger og deres effektivitet

Mange forskellige metoder har været forsøgt for at reducere antallet af kollisioner mellem større vilde dyr og køretøjer. Metoderne retter sig både mod at forhindre dyrene i at komme ind på kørebanen og forsøg på, at køretøjerne påvirker dyrenes adfærd og afskrækker dem fra at krydse anlæggene generelt, eller når der er trafik. De forskellige metoder er i de fleste tilfælde kun rettet mod større arter, fx hjortedyr. Evalueringerne af metoderne gennem de sidste årtier viser, at der er begrænset dokumentation for effektiviteten af de tiltag, der retter sig mod at påvirke dyrenes og bilisternes adfærd (fx Iuell m.fl. 2003, Knapp m.fl. 2004, Putman m.fl. 2004). Senest er der i USA også lavet cost-benefit analyser af afværgeforanstaltningernes effekt i forhold til investeringen (Huijser m.fl. 2009a).

På baggrund af nedennævnte gennemgang findes der i Tabel 4.1 en oversigt over mulige afværgeforanstaltninger til at undgå kollisioner mellem køretøjer og vilde dyr. Oversigten er baseret på den allernyeste viden på området, og de enkelte tiltags effekt er angivet ud fra følgende tre kriterier: dokumenteret langtidseffekt, korttidseffekt og ingen dokumentation for effekt i forhold til kollisionsraten. Cost-benefit beløbet er omregnet fra et amerikansk review (Huijser m.fl. 2009a), og skal ifølge forfatterne tages med visse forbehold. Derudover er det nogle bemærkninger i forhold til det enkelte tiltags eventuelle virkning samt angivelse af de videnskabelige kilder, der ligger til grund for vurderingen.

4.1.1 Hegning

Opsætning af hegn langs veje og jernbaner er en effektiv metode til at nedbringe antallet af kollisioner med større arter (Clevenger m.fl. 2001, Jaeger & Fahrig 2004, Putman m.fl. 2004). Hegning øger barriereeffekten af anlægget, og kollisionsrisikoen kan stige dér, hvor hegnene slutter. Det er endvidere vanskeligt at få en effektiv hegning ved tværgående veje og tilslutningsanlæg til motor- og motortrafikveje. Dyr kan blive fanget inde på vejbanen med øget kollisionsrisiko til følge. Vildtspring, der er sluser anlagt med regelmæssige mellemrum i hegnene, kan sikre dyrene mulighed for at komme væk fra den hegnede vej. Hegnene kræver regelmæssig vedligeholdelse. Der bør kun opsættes hegn i forbindelse med faunapassager, eller hvis der specifikt er anlagt 'vildtpassager', som advarer bilisterne i forhold til krydsende hjortedyr. Hegnene leder dyrene hen til de mere sikre passagemuligheder samtidig med, at risikoen for trafikdrab nedsættes. Plantning af træer og buske langs vildtheqn (på den side der vender væk fra vejen) kan forbedre hegnets ledende virkning. Vegetation langs hegn vil desuden nedsætte sandsynligheden for, at hjorte forsøger at springe over hegn.

Tabel 4.1. Oversigt over tiltag for at reducere antallet af kollisioner mellem køretøjer og vilde dyr (primært hjortedyr). + = dokumenteret langtidseffekt, (+) = korttidseffekt, ? = ingen dokumentation for effekt.

Metode	Effekt	Virkning	Kilde	Udgift (US\$) pr. % reduktion i kollisioner (efter Huijser m. fl. 2009a)
Tiltag rettet mod de vilde dyr				
Bestandsreduktioner langs veje	(+)	Kort tid	Huijser m.fl. 2007, Huijser m.fl. 2009a	1896
Flytning af individer	(+)	Kort tid	Huijser m.fl. 2007a	7837
Vildtreflektorer	(+)	Kort tid. Dådyr undersøgt i Grib Skov og White-tailed Deer i USA	Ujvári 1998, Ujvári m. fl. 1998, D'Angelo m. fl. 2006, de Molenaar & Henkins 1998	
Duftafværgning bl.a. ulveurin og syntetiske stoffer	(+)	Kort tid. Norske undersøgelser af elg viste dog, at antallet af kollisioner på en jernbanestrækning faldt, men dyrene synes blot at krydse oftere på ubehandlede strækninger. Rådyr og krondyr undersøgt i Oksbøl	Lutz 1994, Elmeros m. fl. 2011a, Kastdalen & Strømmen 1995, Andreassen m.fl. 2005	
Elektroniske advarselssystemer (AWS)	(+)	Animal Warning System (AWS) som registrerer bilerne og derefter advarer dyrene med lyde eller visuelle signaler. Forholdsvis dyr løsning, som kræver hyppige tilsyn og vedligeholdelse, og systemerne er meget følsomme overfor vejrforhold og vegetationens højde.	Huijser m.fl. 2009a, 2009b	
Højfrekvente fløjter monteret på biler	?	Ingen ændringer i hjortedyrs adfærd og ingen reduktion i kollisionsrisiko. Risiko for uønskede effekter på den øvrige fauna fx flagermus	Romin & Dalton 1992, Valitzsk m. fl. 2009	
Støjstriber i vejbelægning	(+)	Kort tid. Dådyr undersøgt i Grib Skov	Ujvári m. fl. 2004, Hara 2010	
Fysiske tiltag				
Tilpasning af vejanlæg	+	Ved planlægningen og anlæggelsen af et nyt vejanlæg kan der tages væsentlige naturmæssige beslutninger om placeringen	Ujvári & Elmeros 2011	923555
Faunapassager - underføringer	+	Hegn i forbindelse med faunapassager leder vildtet hen til passagen	Ujvári & Elmeros 2011	6259
Faunapassager - overføringer	+	Hegn i forbindelse med faunapassager leder vildtet hen til passagen	Ujvári & Elmeros 2011	8368
Hegning herunder isætning af 'vildtspring'	+	Langtidseffekt forudsat at hegn og vildtspring er velkonstrueret og vedligeholdes. Muligvis øget kollisionsrisiko ved hegnsafslutning. Barriereeffekten må ikke undervurderes og bør derfor kun etableres i sammenhæng med faunapassager eller 'vildtpassager'	Clevenger m. fl. 2001, Jaeger & Fahrig 2004, Huijser m.fl. 2009b. Beskrivelser af hegning, vildtspring m. v. kan findes i Cueto m. fl. 2011,	2177

Skovrydning langs vej/jernbaner	?	Hovedsagelig egnet til at reducere antallet af kollisioner mellem køretøjer og hjortedyr og har ingen effekt på mellemstore arter som fx grævling og ræv. Rydningen skal gentages med jævne mellemrum, rydningen kan dog øge fragmenteringen for trælevende arter. De angivne kilder omhandler jernbaner.	Andreassen m.fl. 2005, Jaren m.fl. 1991, Huijser m.fl. 2009a	428
Tiltag rettet mod bilisterne				
Midlertidige advarselsskilte	?	Hensigten er at forøge trafikanternes opmærksomhed, men effekten af permanente advarselsskilte er tilsyneladende begrænset. Effekten kan evt. øges, hvis skiltene kun opsættes i perioder, hvor hjortedyrene bevæger sig mest rundt fx i maj måned og oktober-december af hensyn til rådyrene.	Huijser m.fl. 2009a	143
Elektroniske advarselssystemer (ADS)	?	Animal Detection System (ADS), som registrerer dyrenes brydning af en lysstråle eller varmekølsom sensor, før de træder ind på kørebanen og derefter advarer bilisterne med fx lysblink om at et hjortedyr er på eller nær veibanen. Forholdsvis dyr løsning, som kræver hyppige tilsyn og vedligeholdelse, og systemerne er meget følsomme overfor vejrforhold og vegetation.	Huijser & McGowen 2003, Huijser m.fl. 2009a, 2009b	12.636
Nedsat fart herunder fysiske forhindringer	+	Begrænsningen i hastigheden kan ske ved skiltning eller anlæggelse af vejbumpe og evt. begrænses til de perioder, hvor der er størst aktivitet blandt hjortedyrene (se under advarselsskilte)	van Langevelde & Jaarsma 2009, Putman m. fl. 2004	

4.1.2 Vildtspejle/-reflektorer

Vildtreflektorer består af et reflekterende materiale monteret på kantpæle eller lignende langs vejen. Teoretisk vil lyset fra passerende køretøjer reflekteres ud i terrænet og skræmme dyrene væk. Forsøg med vildtspejle og undersøgelser i felten af effekten af vildtspejle har vist, at eventuelle virkninger af vildtspejle aftager hurtigt (indenfor få dage), da dyrene vænner sig til lysrefleksionerne (Ujvári 1998, Ujvári m.fl. 1998, Putman m.fl. 2004, D'Angelo m.fl. 2006). Det skal bemærkes, at de fleste påkørsler sker i skumringen og morgengryet, og at vildtreflektorer kun virker, når bilernes lys reflekteres. Lokale forhold og nødvendigheden af vedligeholdelse af vildtreflektorerne må ikke undervurderes (de Molenaar & Jenkins 1998).

4.1.3 Lyd

Støj er også forsøgt anvendt overfor pattedyr til at nedsætte antallet af trafikdrab. Specielle 'fløjter' med højfrekvente lyde monteret på biler fremkaldte ikke ændringer i hjortes adfærd og reducerede ikke kollisionsrisikoen (Romin & Dalton 1992). Tilsvarende forsøg med støjstriber i vejbelægningen, som udsender høje og lave lyde, når et køretøj nærmer sig, og lydkanoner viser, at skræmmeeffekten er kortvarig, og hjortedyr hurtigt vænner sig til lydene (Ujvári m.fl. 2004, Hara 2010). Man skal være opmærksom på, at af-

spilning af kraftige, højfrekvente lyde kan have uønskede effekter på den øvrige fauna, fx flagermus' brug af levesteder langs vejene.

4.1.4 Lugt

Udlægning af duftstoffer er forsøgt anvendt som metode til at afskrække hjortedyr fra at krydse vejen. Duftstofferne har været blandinger af lugte fra mennesker, rovdyr og syntetiske stoffer. Der er ikke dokumentation for, at udlægning af duftstoffer har effekt. Undersøgelser i felten har vist, at kron- dyr og rådyr ikke reagerer på duftstoffer (Elmeros m.fl. 2011a), og at antallet af trafikdræbte hjortedyr ikke faldt i perioder, hvor der var udlagt duftstof- fer (Lutz 1994). Ved norske undersøgelser faldt antallet af krydsninger af el- ge (*Alces alces*) ikke på behandlede vejstrækninger, mens antallet af kollisio- ner på en jernbanestrækning faldt (Kastdalen & Strømmen 1995, Andreassen m.fl. 2005). Dyrene syntes dog blot at krydse oftere på ikke-behandlede vej- strækninger.

4.1.5 Oversigtsrydning

Større dyrearter påkøres ofte nær skov. Dels fordi det er her, de største tæt- heder af bestandene forekommer, og dels kan man formode, at vegetationen reducerer oversigtsforholdene, så dyr og bilister/togførere har mindre tid til at se og reagere på hinanden. Rydning af opvækst langs veje og jernbaner øger mulighederne for, at hjortedyrene og trafikanterne opdager hinanden tidligere og derfor har bedre tid til at reagere end ellers (Andreassen m.fl. 2005, Jaren m.fl. 1991, Huijser m.fl. 2009). Urtevegetationen på de ryddede arealer kan dog også virke som attraktive fourageringsområder for hjorte- dyr.

Den høje vegetation af vedplanter bør ryddes 3-10 m fra vejkan- ten. Rydnin- gen skal gentages med jævne mellemrum. For at øge oversigtsforholdene i skov uden at fjerne kronedækket, kan træerne afgrenes op til 1½-2 m's høj- de. Oversigtsrydninger er hovedsageligt egnet til at reducere antallet af kol- lisioner mellem køretøjer og hjortedyr. De har næppe effekt på antal påkørs- ler af mellemstore arter som fx ræv og grævling. For mindre arter, og især for træboende arter, kan oversigtsrydninger langs veje eller jernbaner med- føre en øget barrierevirkning af anlægget og en øget fragmentering af be- standen. Cost-benefit ved oversigtsrydninger er forholdsvis lav (Huijser m.fl. 2009a).

4.1.6 Advarselsskilte

Opsætning af advarselsskilte på vejstrækninger, hvor der er stor sandsyn- lighed for, at hjortedyr krydser vejen, er en udbredt metode til at forsøge at reducere risikoen for kollisioner med køretøjer. Hensigten med skiltene er at øge trafikanternes opmærksomhed og påvirke deres adfærd. Permanent skiltning har dog meget begrænset effekt, da trafikanterne ignorerer skilte- ne, medmindre de regelmæssigt oplever, at et dyr krydser vejen. Trafikan-terne synes at være mere opmærksomme på skiltningen, hvis de kun opsæt- tes på korte strækninger og kun i de perioder, hvor hjortedyrene bevæger sig mest rundt (Huijser m.fl. 2009a), under danske forhold fx i maj og okto- ber-december for rådyr (Andersen & Madsen 2007). Cost-benefit ved an- vendelse af advarselsskilte er lav (Huijser m.fl. 2009a).

4.1.7 Elektroniske advarselssystemer

I flere lande er der opsat elektroniske advarselssystemer som primært er ret- tet mod store arter fx hjortedyr (Huijser & McGowen 2003, Huijser m.fl.

2009a, 2009b). Der skelnes mellem to forskellige systemer: 1) Animal Detection Systems (ADS), som registrerer dyrenes brydning af en lysstråle eller en varmekølsom sensor, før de træder ind på kørebanen, og derefter advarer bilisterne med fx lysblink om at et hjortedyr er på eller nær vejbanen, 2) Animal Warning Systems (AWS), som registrerer bilerne og derefter advarer dyrene med lyde eller visuelle signaler. Systemerne er afprøvet både under naturlige forhold og i et testanlæg under kontrollerede betingelser. Elektroniske systemer er forholdsvis dyre og kræver hyppige tilsyn og vedligeholdelse. Der er stor forskel på de forskellige systemers præcision og driftssikkerhed. Systemerne er meget følsomme overfor vejrforholdene og vegetationens højde, og konklusionen er, at de bør forbedres før de anvendes i større skala. Cost-benefit beløbet er middelstort (Huijser m.fl. 2009).

4.1.8 Hastighedsbegrænsninger

Risikoen for kollisioner mellem dyr og køretøjer kan for nogle dyrearter, fx hjortedyr, nedsættes ved at indføre hastighedsbegrænsninger for trafikanterne, specielt på vejstrækninger med lav trafikintensitet (Putman m.fl. 2004, van Langevelde & Jaarsma 2009). Begrænsningen i hastigheden kan ske ved skiltning eller anlæggelse af vejbumper. For at skærpe trafikanternes opmærksomhed kan hastighedsnedsættelsen evt. begrænses til de perioder, hvor der er størst risiko for påkørsler. For rådyr er det typisk maj måned og oktober-december, mens der ikke ses stigninger i antallet af trafikdræbte hjortedyr i forbindelse med overgangene mellem sommertid og normaltid. På vejstrækninger med mange påkørsler kan der desuden indføres hastighedsbegrænsninger på de tider af døgnet (fx skumrings- og mørketimerne), hvor der sker flest kollisioner.

4.1.9 Bestandsreduktioner

Den generelle sammenhæng mellem antallet af påkørsler og bestandstætheden af hjorte er dokumenteret ved flere undersøgelser (Putman m.fl. 2004). Et lokalt eksempel på et fald i antallet af påkørslerne pga. faldende bestandsstørrelse blev set på Fyn i løbet af projektperioden. Jagtudbyttet af rådyr faldet i starten med knap 50 %, dvs. til samme niveau som i starten af 1980'erne. Antallet af kollisioner med rådyr på Fyn faldt i perioden med omkring 40 %, men er siden stabiliseret 10-30 % under niveauet i det første år. Resultaterne af lokale studier af effekten af at øge afskydningen af bestandene af hjortedyr og antallet af kollisioner er imidlertid modstridende (Putman m.fl. 2004). Bestandsreduktioner kan også omfatte flytning af dyr. Afhængig af hvorvidt der er tale om afskydning eller flytning af dyr, er cost-benefit beløbet middelstort, og effekten er relativ kortvarig (Huijser m.fl. 2009a).

Som det fremgår af oversigten er det kun nogle få tiltag, som har en dokumenteret langtidseffekt i forhold til at undgå kollisioner mellem vilde dyr og motorkøretøjer. Dette gælder fx faunapassager, hegning langs vejene og nedsat fart for bilisterne. Derudover har det vist sig, at meget af det udstyr, der sælges som afværgemidler, fx lys, lyd og lugt, på længere sigt ikke er effektivt og oftest helt uden effekt. Det samme gælder den meget anvendte permanente skiltning med krydsende hjortedyr, som bilisterne tilsyneladende ikke reagerer på.

5 Diskussion

Nærværende rapport indeholder det samlede antal indsamlede registreringer af påkørte større vilde dyr i to perioder 2003 – oktober 2006 samt november 2006 til udgangen af 2012. Data indsamlet i den første periode blev afrapporteret af Andersen & Madsen (2007). Generelt er der overensstemmelse mellem det samlede datasæt i perioden 2003 – 2012 og datamateriale, som blev indsamlet i den første periode. Det gælder forekomsten og fordelingen af påkørte dyr i forhold til geografi, alder, køn, døgn- og årsvariation. En øget datamængde vil kunne danne grundlag for mere nuancerede analyser af fx topografien omkring vejene, hegning eller lignende, men fremadrettet bør en fortsat indsamling af kollisionsdata gøres bredere eller fokuseres mod specifikke problemstillinger.

Registreringerne indsamlet i dette projekt er domineret af rådyr (88,4 %). Dette skyldes i høj grad, at rådyret i disse år har en stor bestand i Danmark. Fokus har været rettet mod schweisshundeførere og statsskovdistrikter, som hyppigst tilkaldes ved påkørsel af større vilde dyr. Hvis kollisionerne har været tilstrækkeligt voldsomme, vil hjortedyret ofte være død på kollisionstedet, hvorfor det ikke er nødvendigt at tilkalde schweisshunde for at eftersøge dyret eller hundeføreren for at aflive dyret. Materialet er således ikke retvisende for det totale antal kollisioner eller trafikdrab for hjortedyr og andre vilde dyrearter i Danmark. De registrerede kollisioner forventes dog at være retvisende for de analyserede forhold vedrørende kollisionerne med hjortedyr.

Der er god overensstemmelse i køn- og aldersfordelingen af rådyr mellem det indsamlede materiale af rådyr i denne undersøgelse og et materiale indsamlet på Kalø i perioden 1956-1985 (Madsen m.fl. 2002). For rådyrets vedkommende er det bemærkelsesværdigt, at der påkøres dobbelt så mange hunner som hanner, en generel forskel der ses i alle månederne bortset fra maj. Der synes dog generelt, at være en skævhed i kønssammensætningen i rådyrbestanden, hvor der sker en høj afskydning af hannerne. Kønsratio for voksne hunner og hanner på bestanden på Kalø var således 1,9:1 (Strandgaard 1972) og kønsfordeling i jagtudbyttet af rådyr (Asferg 2013).

Stigningen i antallet af påkørsler af unge rådyr i forårs månederne kan skyldes, at de voksne hunner jager de unge dyr væk inden fødslen af årets unger. Det øgede antal påkørsler af hanner i maj kan skyldes, at rådyrene bliver territoriehævdende, udvandringen af unge dyr og starten på bukkejagt. Den øgede forstyrrelse kan resultere i, at specielt hannerne færdes i større områder. Naturlige ændringer i landskabet, skjulemuligheder og fordelingen af dyrenes føderessourcer om efteråret, bl.a. ved afhøstningen af landbrugsafgrøderne, er formentlig den væsentligste årsag til det stigende antal kollisioner med rådyr gennem september og oktober.

Hos krondyr og dådyr ses en mere ligelig kønsfordeling i de påkørte dyr. Som hos rådyr ses ellers generelt også en overvægt af hunner i bestande af krondyr og formentligt også dådyr (Milner-Gulland m.fl. 2000, Clutton-Brock m.fl. 2002). Den skæve kønsratio i krondyrbestande skyldes primært højere, tæthedsrelaterede spredningsrater og dødelighed hos hanner bl.a. på grund af selektiv afskydning. Højere spredningsrate hos hannerne kunne medføre en øget påkørselsrisiko for hanner sammenlignet med hunner.

Sammen med landskabsændringerne ved afhøstningen af landbrugsafgrøder er brunsttiden formentlig en medvirkende forklaring på det forholdsvis store antal påkørte krondyr og dådyr i efterårsmånederne.

Variationer gennem året i antallet af trafikollisioner med rådyr, krondyr og dådyr svarer til de mønstre der ses i andre lande fx Sverige (www.viltolycka.se). I Sverige ses dog en mindre markant stigning om foråret, hvor der ikke er jagt på rådyrhanner fra medio-maj.

De registrerede påkørsler af 29.695 rådyr viser, at der ikke er nogen effekter af overgangen mellem sommertid og normaltid på antallet af påkørte rådyr, som det ofte fremføres. Der ses derimod større ændringer i antallet af kollisioner med rådyr gennem september og oktober og sidst i april/starten af maj måned. Hjortedyr er typisk aktive i døgnets mørke timer (fx Asferg & Madsen 2007a,b,c). Om efteråret skaber overgangen fra sommertid til normaltid en times større forskel mellem nedgangen i de nataktive dyrs aktivitet og morgentrafikken, hvilket kan forklare det signifikante fald i antallet af rådyrkollisioner i morgentimerne ved tidsskiftet om efteråret. Det modsatte synes til dels at være tilfældet om foråret. Antallet af kollisioner i den første uge med sommertid overgår dog ikke antallet af kollisioner få uger før. Den eventuelle effekt af tidsskiftet om foråret på antallet af rådyrkollisioner om morgenen overgås af stigningen i kollisioner i sidste halvdel af april og ind i maj. Andre faktorer som beskrevet ovenfor har således større betydning for ændringer i antallet af kollisioner mellem vejtrafikken og rådyr om efteråret og foråret end bilisternes adfærdsændring i forhold til overgangen mellem sommertid og vintertid om foråret og efteråret. Tilsvarende sammenhænge må forventes for de øvrige hjortearter og andre vilde dyr.

Vejtypen og årsdøgntrafikken har stor betydning for kollisionshyppigheden for rådyr. Hastigheden har stor betydning for risikoen for at kolliderer med dyr (Seiler 2005). Hastighedsbegrænsninger, gennemsnitlige og maksimalt kørte hastigheder på vejene vil generelt følge de vejtypekategorier, der er anvendt i modelleringen. De observerede forskelle i kollisionshyppigheden for rådyr på forskellige vejtyper kan formentlig primært tilskrives forskelle i kørehastigheden på vejene snarere end forskelle i vejens fysiske udseende, men det kan ikke afgøres ved de tilgængelige data og den statistiske modellering. Hegning og autoværn langs en større andel af motorvejsstrækninger end på motortrafikveje og større landeveje kan være en medvirkende grund til det forholdsvis lave antal registrerede kollisioner på motorvejene. Desuden vil kollisionerne ved højere hastigheder på motorvejene formentlig oftere resultere i, at det påkørte dyr dør straks, og det derfor ikke er nødvendigt at rekvirere en schweisshund til eftersøgning af dyret.

Kollisionshyppigheden på den enkelte vejstrækning stiger med stigende årsdøgntrafik indtil en vis trafikintensitet, hvorefter hyppigheden falder. Samme mønster er beskrevet i kollisionsmønstret for elg i forhold til trafikmængden (Seiler 2005). For det enkelte dyr stiger risikoen ved at krydse en vej med stigende trafikintensitet. Årsagen til faldet i kollisioner ved høje trafikmængder på en vejstrækning skyldes formentlig, at trafikken bliver så intens, at dyrene undlader at forsøge at krydse vejen.

Fra USA og Sverige angives det, at forskellige typer af 'autoværn' (stålwirer, galvaniseret stål, beton og buskvegetation) som etableres i større og større stil af hensyn til trafiksikkerheden mellem modkørende biler ser ud til at udgøre en forøget ulykkesrisiko for de vilde dyr, idet de opholder sig unø-

digt længe i vejområdet, da de har svært ved at passere (Clevenger & Kociolek 2006, Olsson 2009).

Optimering af dataindsamling af data om kollisioner med større vildtarter

Formålet med denne undersøgelse har været at finde de vejstrækninger, hvor risikoen for at påkøre større vildtarter er størst. I forhold til at beskrive kollisionsmønstrene for hjortedyr vurderes de indsamlede data at være et unikt, systematisk og detaljeret materiale. For at estimere den præcise kollisionsrisiko er det nødvendigt at vide hvor stor en del af det totale antal kollisioner, der er indgået i analyserne i nærværende undersøgelse, i.e. det totale antal hjortedyr der påkøres på vejnettet. Det var oprindeligt meningen, at et større privat redningsselskab skulle have bidraget til nærværende projekt med oplysninger om kollisioner mellem køretøjer og vilde dyr. Desværre viste deres data sig ikke, at have en kvalitet og systematik, der gjorde dem anvendelige. Hvis redningsselskaber og andre organisationer, fx Dyrenes Beskyttelses Vagtcentral, indsamler systematiske registreringer af trafikdræbte dyr, kan det overvejes om disse eller andre registreringsnetværk kan inddrages i den samlede indsamling af informationer om påkørte vilde dyr i Danmark.

Sverige startede for et par år siden et stort og velkoordineret program for at få registreret alle trafikulykker med både jagtbare og større beskyttede pattedyr i Nationella Vildtoluckyrådets Databas (www.viltolycka.se). Alle kollisioner med større vildtarter indrapporteres og registreres i databasen af politiet, der derefter kontakter og koordinerer Schweisshundeførernes indsats, hvis en eftersøgning er nødvendig. De svenske myndigheders engagement giver et meget komplet datasæt ift. omfanget af kollisionerne og til at vurdere konfliktens omfang og eventuelle tiltag til at nedbringe antallet af påkørsler af vilde dyr på vej- og jernbanenettet. Tilsvarende omfattende registreringer genereres i Tyskland, hvor forsikringsselskaber kræver, at der skal foreligge politirapporter på en skade forårsaget af en kollision med et vildt dyr, før der kan udbetales erstatning (Hothorn m.fl. 2012). Sådanne ordninger giver et systematisk og formodentligt mere repræsentativt billede af kollisioner mellem vejtrafikken og større vilde dyr.

Den første analyse af påkørselsstatistikken af klovvildt i perioden 2001-2010 foreligger fra Sverige (Seiler 2011). Hyppigheden af kollisioner med elg pr. km jernbanestrækning er næsten dobbelt så højt sammenlignet med antal kollisioner pr. km vejstrækning. Omvendt er det kun en 1/3 rådyr der påkøres på jernbanestrækninger sammenlignet med vejstrækninger. Præcise opgørelser af antallet og lokaliteten for påkørsler af vilde dyr på jernbanenettet i Danmark foreligger kun i begrænset omfang.

6 Konklusioner og anbefalinger

På baggrund af resultaterne fra analysen af de påkørte større vilde dyr og oversigten over afværgeforanstaltninger foreslås det fremadrettet, at der fokuseres på at videreføre og overveje følgende:

- fortsat uafhængig indsamling og optimering af datamateriale ved inddragelse og koordinering af et større indsamlingsnetværk om kollisioner for at kunne dokumentere effekten af allerede etablerede eller nye afværgeforanstaltninger. Det bør bl.a. i den forbindelse overvejes, hvordan data fra Dyrenes Vagtcentral (telefon 1812), der ikke registreres via Schweisshundeførerne, kan inddrages, ligesom egnetheden af eventuelt systematisk indsamlede oplysninger fra andre organisationer og institutioner.
- de statistiske modeller af temporære og rumlige påkørselsmønstre kan anvendes til en aktiv formidling af påkørselsrisikoen til bilister og forsikringsselskaber, fx ved web-publicering af risikokortene og ved udvikling af en applikation til GPS eller smart-phones, som kan advare bilister, når de kommer til vejstrækninger med stor kollisionsrisiko.
- iværksættelse af fokuserede dataindsamlinger for de mindre og ikke-jagtbare arter i forhold til afrapporteringer til Habitatdirektivet. Dette kan eventuelt foretages som stratificerede undersøgelser med dataindsamling i et antal kommuner fordelt over hele landet.
- det bør overvejes, om der med baggrund i studier fra Sverige omkring påkørsler af større dyr på jernbaner bør iværksættes lignende systematiske undersøgelser i Danmark, dels for at få viden om omfanget af kollisionssraten af vildt på jernbanenettet, og dels for at kunne efterprøve eventuelle afværgeforanstaltninger langs jernbanerne.
- det bør undersøges, om forskellige typer af 'autoværn' (stålwirer, galvaniseret stål, beton), som etableres i større og større stil af hensyn til trafik-sikkerheden mellem modkørende biler, udgør en forøget ulykkesrisiko for de vilde dyr. Dette kan fx gøres ved at tilvejebringe GIS-data på forekomsten af autoværn, vildthejn og lignende og inkludere dette som forklarende variabler i den statistiske modellering af rumlige kollisionsmønstre.

Derudover bør en evt. effekt af følgende afværgeforanstaltninger med et forholdsvist lavt eller middel stor 'cost-benefit' beløb dokumenteres:

- rydning af vegetation langs veje, især i skovområder.
- midlertidig advarselsskilte for bilisterne opsat i perioder, hvor dyrene bevæger sig meget.

6.1 Forslag til forsøg med afværgeforanstaltninger, hvor der mangler dokumentation for effekten

6.1.1 Oversigtsrydning langs veje

Der udvælges nogle forsøgsstrækninger på veje med en forholdsvis høj trafikintensitet, hvor der erfaringsmæssigt har været mange påkørsler af hjorte. Den høje vegetation bør ryddes 3-10 m fra vejkannten. Rydningen skal gentages med jævne mellemrum. For at øge oversigtsforholdene i skov uden at fjerne kronedækket, kan træerne i stedet afgrenes op til 1½-2 m højde. Der etableres rydning på nogle strækninger og på andre undlades dette. Det vil

formentlig være nødvendigt at overvåge områderne med kamera for at sikre, at passager af bl.a. hjorte registreres, men også for at undersøge hjortenes adfærd på henholdsvis ryddede og ikke-ryddede strækninger. Det foreslås, at NST's lokale enheder inddrages i undersøgelserne.

6.1.2 Midlertidige advarselsskilte

Permanente advarselsskilte har tilsyneladende ingen effekt på bilisternes hastighed, men det antydes i Huijser m.fl. 2009a, at det har en vis effekt i studier gennemført i USA. Det bør analyseres, om midlertidige advarselsskilte for bilisterne på vejstrækninger, hvor der påkøres mange dyr, har en effekt på trafikanternes hastighed, ud fra den overordnede betragtning, at når hastigheden sættes ned, vil antallet af påkørte dyr også nedsættes. Det foreslås, at NST's lokale enheder inddrages i undersøgelserne, og det vil være oplagt på baggrund af de allerede indsamlede data fx at inddrage NST-Nordsjælland i undersøgelserne.

7 Referencer

Andersen PN & Madsen AB 2007. Trafikdræbte større dyr i Danmark – kortlægning og analyse af påkørselsforhold. - Danmarks Miljøundersøgelser, Århus Universitet. Faglig rapport fra DMU, nr. 626. 58 s.

Andreassen HP, Gundersen H & Storaas T 2005. The effect of scent marking, forest-clearing, and supplemental feeding on moose-train collisions. - Journal of Wildlife Management 69: 1125-1132.

Asferg T 2013. Vildtudbyttestatistik for jagtsæsonen 2012/13. - Notat fra Aarhus Universitet, DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi. 9 s.

Asferg T, Olesen CR & Andersen JP 2004. Krondyr, dådyr og sika i Danmark. Forekomst og jagtlig udnyttelse i jagtsæsonen 2001/02. - Danmarks Miljøundersøgelser. Faglig rapport fra DMU, nr. 512. 41 s.

Asferg, T & Madsen, AB 2007a. Rådyr (*Capreolus capreolus*). - I: HJ Baagøe & TS Jensen: Dansk Pattedyratlas. Gyldendal, 238-241.

Asferg, T & Madsen, AB 2007b. Krondyr (*Cervus elaphus*). - I: HJ Baagøe & TS Jensen: Dansk Pattedyratlas. Gyldendal, 228-231.

Asferg, T & Madsen, AB 2007c. Dådyr (*Dama dama*). - I: HJ Baagøe & TS Jensen: Dansk Pattedyratlas. Gyldendal, 224-227.

Bonnet N, Morellet N, Verheyden H, Cargnelutti B, Lourtet B, Klein F & Hewison AJM 2013. Habitat use under predation risk: hunting, roads and human dwellings influence the spatial behaviour of roe deer. - European Journal of Wildlife Research 59: 185-193.

Burnham KP, Anderson DR & Huyvaert KP 2011. AIC model selection and multimodel inference in behavioral ecology: some background, observations, and comparisons. - Behavioral Ecology and Sociobiology 65: 23-35.

Christensen E, Nielsen EK, Wind P, Andersen PN, Madsen AB, Hansen TS, Høst I, Have P, Jensen T, Andersen P, Christensen E & Kjærgaard J 2007. Biologisk vurdering og effektundersøgelser af faunapassager langs motorvejsstrækninger i Vendsyssel. - Danmarks Miljøundersøgelser, Århus Universitet. Faglig rapport fra DMU, nr. 631. 170 s.

Clevenger AP, Chruszcz B & Gunson KE 2001. Highway mitigation fencing reduces wildlife-vehicle collisions. - Wildlife Society Bulletin 29: 646-653.

Clevenger AP & Kociolek AV 2006. Highway median impacts on wildlife movements and mortality: State of the practice survey and gap analysis. - Prepared for California Department of Transportation, Sacramento, California. USA. 118 s.

Clutton-Brock TH, Coulson TN, Milner-Gulland EJ, Thomson D & Armstrong, H 2002. Sex differences in emigration and mortality affect optimal management of deer populations. - Nature 415: 633-637.

Collinder P, Helldin J-O, Bengtsson D, Karlberg Å, Jangius A & Askling J 2012. Trafikbuller i värdifulla naturmiljöer – en metod för att identifiera konfliktpunkter. - CBM's skriftserie 62.

Cueto M, Boesen PM, Hansen W & Høg M 2011. Hegning langs veje – en vejledning. Vejregelforberedende rapport 302. - Vejregelrådet. Vejdirektoratet. 89 s.

de Molenaar JG & Henkens RJHG 1998. Effectiviteit van wildspiegels: een literatuur evaluatie. - Ibn-rapport, 362. Instituut voor Bos- en Natuuuronderzoek, Wageningen. 100 s.

D'Angelo GJ, D'Angelo JG, Gallagher GR, Osborn DA, Miller KV & Warren RJ 2006. Evaluation of wildlife warning reflectors for altering white-tailed deer behavior along roadways. – Wildlife Society Bulletin 34: 1175-1183.

Ericsson G, & Wallin K 1999. Hunter observations as an index of moose *Alces alces* population parameters. – Wildlife Biology 5: 177-185.

Elmeros M, Winbladh JK, Andersen PN, Madsen AB & Christensen JT 2011a. Effectiveness of odour repellents on red deer (*Cervus elaphus*) and roe deer (*Capreolus capreolus*): a field experiment. – European Journal of Wildlife Research 57: 1223-1226.

Elmeros M, Vinås MM, Andersen PN & Baagøe HJ 2011b. Undersøgelser af pattedyrs brug af faunabroer på rute 18 ved Herning. En biologisk vurdering med anbefalinger til forbedringer og fremtidig praksis for faunabroer. - Danmarks Miljøundersøgelser, Aarhus Universitet. Faglig rapport fra DMU, nr. 839. 48 s.

Forman RT & Alexander LE 1998. Roads and their major ecological effects. - Annual Review of Ecology and Systematics 29: 207-231.

Frantz AC, Pope LC, Etherington TR, Wilson GJ & Burke T 2010. Using isolation-by-distance-based approaches to assess the barrier effect of linear landscape elements on badger (*Meles meles*) dispersal. - Molecular Ecology 19: 1663-1674.

Hammershøj M & Madsen AB 1998. Fragmentering og korridorer i landskabet - en litteraturudredning. - Danmarks Miljøundersøgelser. Faglig rapport fra DMU, nr. 232. 112 s.

Hara F 2010. Transport ecology in Japan and Asia. – Præsentation på 2010 IENE Conference, Velence, Ungarn. 7 s.

Hewison AJM, Vincent JP, Joachim J, Angibault JM, Cargnelutti B & Cibiën C 2001. The effects of woodland fragmentation and human activity on roe deer distribution in agricultural landscapes. – Canadian Journal of Zoology 79: 679-689.

Holderegger R & Di Giulio M 2010. The genetic effects of roads: A review of empirical evidence. – Basic and Applied Ecology 11: 522-531.

Hothorn T, Brandl R & Müller J 2012. Large-scale model-based assessment of deer-vehicle collision risk. - PLoS ONE 7: e29510.

Huijser MP & McGowen T 2003. Overview of animal detection and animal warning systems in North America and Europe. - Irwin CI, Garrett P, McDermott KP (Eds.) Proceedings of the 2003 International Conference on Ecology and Transportation, Center for Transportation and the Environment, North Carolina State University, Raleigh, NC: 368-382.

Huijser MP, Fuller J, Wagner ME, Hardy A & Clevenger AP 2007. Animal-vehicle collision data collection. A synthesis of highway practice. - NCHRP Synthesis 370. Project 20-05/Topic 37-12. Transportation Research Board of the National Academies, Washington, D.C., USA. 107s.

Huijser MP, Duffield JW, Clevenger AP, Ament RJ & McGowen PT. 2009a. Cost-benefit analyses of mitigation measures aimed at reducing collisions with large ungulates in the United States and Canada; a decision support tool. - Ecology and Society 14: 15.

Huijser MP, Holland TD, Blank M, Greenwood MC, McGowen PT, Hubbard B & Wang S 2009b. The comparison of animal detection systems in a test-bed: A quantitative comparison of system reliability and experiences with operation and maintenance. - A report prepared for the federal Highway Administration 2880 Skyway Drive Helena, Montana and Montana Department of Transportation, 2701 Prospect drive, Helena Montana. 110 s.

Imperio S, Ferrante M, Grignette A, Santini G & Focardi S 2010. Investigating population dynamics in ungulates: Do hunting statistics make up a good index of population abundance? – Wildlife Biology 16: 205-214.

Iuell B, Begger GJ, Cuoeus R, Dufek J, Fry G, Hickes C, Hlavác V, Kller V, Rosell C, Sangwine T, Tørsløv N & Wandell BM (red.) 2003. Wildlife and Traffic. A European Handbook for Identifying Conflicts and Designing Solutions. - KNNV Publishers, Utrecht, The Netherlands. xx s.

Jaeger JAG & Fahrig L 2004: Effects of road fencing on population persistence. - Conservation Biology 18: 1651 – 1657.

Jaren V, Andersen R, Ulleberg M, Pedersen PH & Wiseth B. 1991. Moose-train collisions: the effects of vegetation removal with a cost-benefit analysis. - Alces 27: 93-99.

Jensen SS, Hvidberg M, Petersen J, Storm L, Stausgaard L, Becker T & Hertel O 2008. GIS-baseret national vej- og trafikdatabase 1960-2005. - Danmarks Miljøundersøgelser, Aarhus Universitet. Faglig rapport fra DMU, nr. 678. 74 s.

Jeppesen JL, Madsen AB, Mathiasen R & Gaardmand B 1998. Faunapassager i forbindelse med større vejanlæg, III. Feltundersøgelser og litteraturudredning. - Danmarks Miljøundersøgelser. Faglig rapport fra DMU nr. 250. 72 s.

Kastdalen L & Strømmen S 1995. Tiltak for å redusere elgpåkjørsler på E6 under OL '94. – Fylkesmannen i Oslo og Akershus, miljøvernavdelingen og Statens Vegvesen, Akershus. 35 s.

Knapp KK, Yi X, Oakasa T, Thimm W, Hudson E & Rathmann C 2004. Deer-vehicle crash countermeasure toolbox: A decision and choice resource. - Midwest Regional University Transportation Center, Madison, Wisconsin. 234 s.

- Konnerup J, Madsen AB & Jørgensen JM 2004. Større pattedyrs brug af en ny faunaoverføring i Nordjyllands Amt i Danmark. – Flora og Fauna 110: 49-55.
- Lutz W 1994. Ergebnisse der Anwendung eines sogenannten Duftzaunes zur Vermeidung von Wildverlutsen durch Strassenverkehr nach Gerhege- und Freilandorientierungen. – Zeitschrift für Jagdwissenschaft 40: 91-108.
- Madsen AB 1993. Faunaunderføringer i forbindelse med større vejanlæg, II. Pindsvin, flagermus, fugle og effektundersøgelser. - Danmarks Miljøundersøgelser. Faglig rapport fra DMU, nr. 82. 54 s.
- Madsen AB 1994. Faunapassager i forbindelse med større vejanlæg – en vejledning. – Folder udgivet af Miljø- og Energiministeriet, Danmarks Miljøundersøgelser og Skov- og Naturstyrelsen. 16 s.
- Madsen AB 1998. Faunapassager i forbindelse med mindre vejanlæg - en vejledning. - Danmarks Naturfredningsforening og Danmarks Miljøundersøgelser. 15 s.
- Madsen AB, Fyhn HW & Prang A 1998. Trafikdræbte større dyr i landskabs-økologisk planlægning og forskning. - Danmarks Miljøundersøgelser. Faglig rapport fra DMU, nr. 228. 38 s.
- Madsen AB, Strandgaard H & Prang A. 2002. Factors causing traffic killings of roe deer *Capreolus capreolus* in Denmark. - Wildlife Biology 8: 55-61.
- Madsen AB, Simonsen V, Pertoldi C & Loeschcke V 2003. Barrierer i landskabet – betyder de noget for de vilde dyr? – Miljøministeriet, Danmarks Miljøundersøgelser. TEMA rapport fra DMU nr. 40. 55 s.
- Madsen AB, Christensen PK, Møller JD & Haugaard L 2013. Undersøgelse af faunaens brug af fauna/menneske passager på Give-Billund motortrafikvejen og Kolding-Esbjerg motorvejen. En biologisk vurdering af brugen og anbefalinger til forbedringer. - Videnskabelig rapport fra Aarhus Universitet, DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi, nr. 61. 36 s.
- Malo JE, Suárez F & Déz A 2004. Can we mitigate animal-vehicle accidents using predictive models? - Journal of Applied Ecology 41: 701-710.
- Milner-Gulland EJ, Coulson TN & Clutton-Brock TH 2000. On harvesting a structured ungulate population. - Oikos 88: 592-602.
- Morellet N, Van Moorter B, Cargnelutti B, Angibault J-M, Lourtet B, Merlet J, Ladet S & Hewison AJM 2011. Landscape composition influences roe deer habitat selection at both home-range and landscape scales. - Landscape Ecology 26: 999-1010.
- Mortelliti A, Amori G, Capizzi D, Rondinini C & Boitani L 2010. Experimental design and taxonomic scope of fragmentation studies on European mammals: Current status and future priorities. – Mammal Review 40: 124-154.
- Møller JD & Baagøe HJ 2011. Flagermus og større veje - registrering af flagermus og vurdering af afværgeforanstaltninger. – Vejdirektoratet. 60 s.

Neumann W, Ericsson G, Dettki H, Bunnefeld N, Keuler NS, Helmers DP & Radeloff VC 2011. Difference in spatiotemporal patterns of wildlife road-crossings and wildlife-vehicle collisions. - *Biological Conservation* 145: 70-78.

Olsson M 2009. Mittbarriärer – en kunsskabsoversigt. - CBM Centrum för biologisk mångfald, SLU, Uppsala Universitet. 14 s.

Pertoldi C, Loeschcke V, Madsen AB, Randi E & Mucci M 2001. Effects of habitat fragmentation on the Eurasian badger (*Meles meles*) subpopulations in Denmark. - *Hystrix, Italian Journal of Mammalogy* 8: 9-15.

Prugh LR & Golden CD 2013. Does moonlight increase predation risk? Meta-analysis reveals divergent responses of nocturnal mammals to lunar cycles. - *Journal of Animal Ecology*, doi: 10-1111/1365-2656.12148.

Putman RJ, Langbein J & Staines BW 2004. Deer and road traffic accidents: Review of mitigation measures, costs and cost-effectiveness. - Report for the Deer Commission for Scotland; Contract RP23A. 96 s.

Romin LA & Dalton LB 1992. Lack of response by mule deer to wildlife warning whistles. - *Wildlife Society Bulletin* 20: 382-384.

Salvig JC 1991. Faunaundersøgelser i forbindelse med større vejanlæg. - Danmarks Miljøundersøgelser. Faglig rapport fra DMU, nr. 28. 67 s.

Seiler A 2005. Predicting locations of moose-vehicle collisions in Sweden. - *Journal of Applied Ecology* 42: 371-382.

Seiler A (red.) 2011. Klöviltolyckor på järnväg: Klun skapsläge, problemanalys och åtgärdsförslag. - Ett projekt utfört på uppdrag av Trafikverket: 2011-058. 83 s.

Skov- og Naturstyrelsen 2002. Trafikdræbte større dyr: Aktionsplan 2002. Miljøministeriet, Skov- og Naturstyrelsen 2002. 53 s.

Strandgaard H 1972. The roe deer (*Capreolus capreolus*) population at Kalø and the factors regulating its size. - *Danish Review of Game Biology* 7: 1-205.

Sunde P, Asferg T, Andersen PN & Olesen CR 2008. Hvor nedlægges kron-dyrene – og hvorfor? Betydningen af landskab, urbanisering og tidligere ud-bredelse for det lokale jagtudbytte af kron-dyr i Jylland i jagtsæsonen 2001/02. - Danmarks Miljøundersøgelser, Aarhus Universitet. Faglig rapport fra DMU nr. 690. 38 s.

Tufto J, Andersen R & Linnell J 1996. Habitat use and ecological correlates of home range size in a small cervid: the roe deer. - *Journal of Animal Ecology* 65: 715-724.

Ujvári M 1998. Kan vildtspejle og støjstriber sikre hjortedyr i trafikken. - Folder udgivet af Foreningen til Dyrenes Beskyttelse i Danmark. 16 s.

Ujvári M & Elmeros M 2011. Fauna- og menneskepassager – en vejledning. Anlæg og Planlægning. - Vejdirektoratet. 149 s.

Ujvári M, Baagøe HJ & Madsen AB 1998. Effectiveness of reflectors in reducing deer-vehicle collisions - a behavioral study. - *Journal of Wildlife Management* 62: 1094-1099.

Ujvári M, Baagøe HJ & Madsen AB 2004. Effectiveness of acoustic road markings in reducing deer-vehicle collisions: a behavioural study. - *Wildlife Biology* 10: 155-159.

van Langevelde F & Jaarsma CF 2009. Modelling the effect of traffic calming on local animal population persistence. - *Journal of Environmental Management* 90: 660-667.

Vejdirektoratet 2000. Fauna- og menneskepassager – en vejledning. - Vejdirektoratet, Vejregelrådet. 136 s.

Bilag 1. Minivejledning til brug for Schweiss-hundeførere af Garmin etrex GPS

Tænd GPS

1. Tryk på **Power** i 3 sek.

Sluk GPS

1. Tryk på **Power** i 3 sek.

Indstil GPS til format som bruges i forbindelse med registrering af trafik-dræbte dyr.

1. Tryk på **Page** tre gange til du når *Menu*
2. Peg på *Setup* – Tryk på **Enter**
3. Peg på *Units* – Tryk på **Enter**
4. Tryk på **Down** til der peges på *Defaults* – Tryk på **Enter**
(Herved sættes GPS'en til fabriksindstillinger)

Se/Gem position

Når Etrex har kontakt til tre eller flere satellitter kan en position aflæses og gemmes.

1. Tryk på **Page** til du når *Menu*
2. Peg på *Mark* – Tryk på **Enter**
3. Tryk på **Enter** – din position er nu gemt. Det nummer der står i flaget hører sammen med din aktuelle position.

Din aktuelle position er nu lagret som et waypoint (en position) i GPS'en, men du bør selv notere koordinaterne på papir indtil du er helt fortløbig med at gemme waypoints / aflæse waypoints.

Du skal notere positionen som:

Breddegrad (Nordlig) = Linien der starter med N
Længdegrad (Østlig) = Linien der starter med E



Aflæse gemte waypoints

1. Tryk på **Page** tre gange til der peges på *Menu*
2. Peg på *Waypoints* – **Enter**
3. Tryk på **Enter**– Peg på et punkt og tryk på **Enter** igen
4. Du kan nu aflæse koordinaterne for det valgte punkt.



Bilag 2. Skærbillede fra indtastningsside for Schweisshundeførerne

**SCHWEISS** registret

Forsiden • Nyheder • Hundeførere • Aktiviteter/prøver • Debat • Koordinatorer • Blanketter/links • Kontakt • **Login**

Ekstranet
Indsend (Jagt)
Rapporter (Jagt)
Indsend (Trafik)
Rapporter (Trafik)

Indsend rapport

Felter markeret med * skal udfyldes!

Hundefører:	Mads Flinterup
Hund:	☐ Søndergaards Douglas (20051102) *
Påkørselsdato:	dd-mm-åååå [Vælg dato] * (dd-mm-åååå)
Påkørselstidspunkt:	(Ukendt) * (tt:mm)
Eftersøgningssted:	Bopæls-amt
Vildtart:	☐ Andet ☐ Dåvildt ☐ Grævling ☐ Kronvildt ☐ Ræv ☐ Råvildt ☐ Sikavildt ☐ Vildsvin *
Alder:	(Vælg)
Køn:	(Vælg)
Positiv eftersøgning:	☐ Ja ☐ Nej *
Breddegrad (N)	grader (DD 2 cifre)
Breddegrad (N)	minutter (MM 2 cifre)
Breddegrad (N)	tusindele minutter (.MMM 3 cifre)
Længdegrad (E)	grader (DD 2 cifre)
Længdegrad (E)	minutter (MM 2 cifre)
Længdegrad (E)	tusindele minutter (.MMM 3 cifre)
Kørte kilometer:	*
	Send


Danmarks jægerforbund

Skov- og Naturstyrelsen

Bilag 3. Skærm billede fra indtastningsside til brug for statsskovdistrikterne

Registrering af trafikdræbte dyr

Aktuel bruger: Poul Nygaard Andersen - logget ind d. 21.6.2007 - 13:57
Positioner angives i Bredde- og længdegrader. Datum: WGS84.
Danmarks afgrænsning 54 - 58 Nordlig bredde & 8 - 16 Østlig længde.

Indtastet af pna (Genereres automatisk)
Indtastningsdato 21-06-2007 (Genereres automatisk)
Indtastningstidspunkt 13:57:15 (Genereres automatisk)

Art
Køn
Alder
Påkørselstidspunkt

Påkørselsdato (Format DDMMÅÅ, uden skille tegn - f.eks. 170103)
Breddegrad (Nord) - Grader (DD 2 cifre)
Breddegrad (Nord) - Minutter (MM 2 cifre)
Breddegrad (Nord) - Tusinddele-minutter (.MMM 3 cifre)
Længdegrad (Øst) - Grader (DD 2 cifre)
Længdegrad (Øst) - Minutter (MM 2 cifre)
Længdegrad (Øst) - Tusinddele-minutter (.MMM 3 cifre)

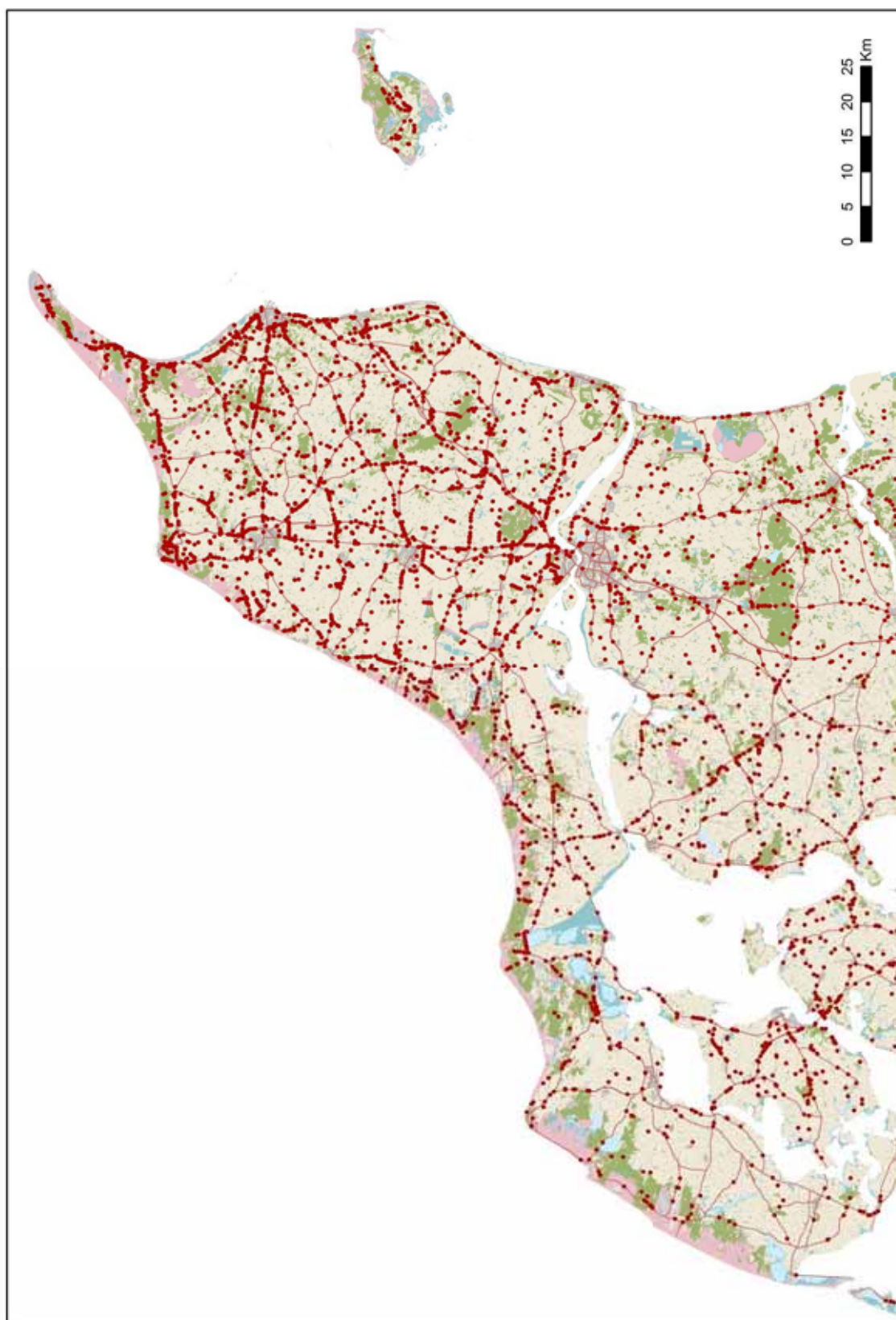
Kommentar

[Oversigt - registreringer fra pna](#)

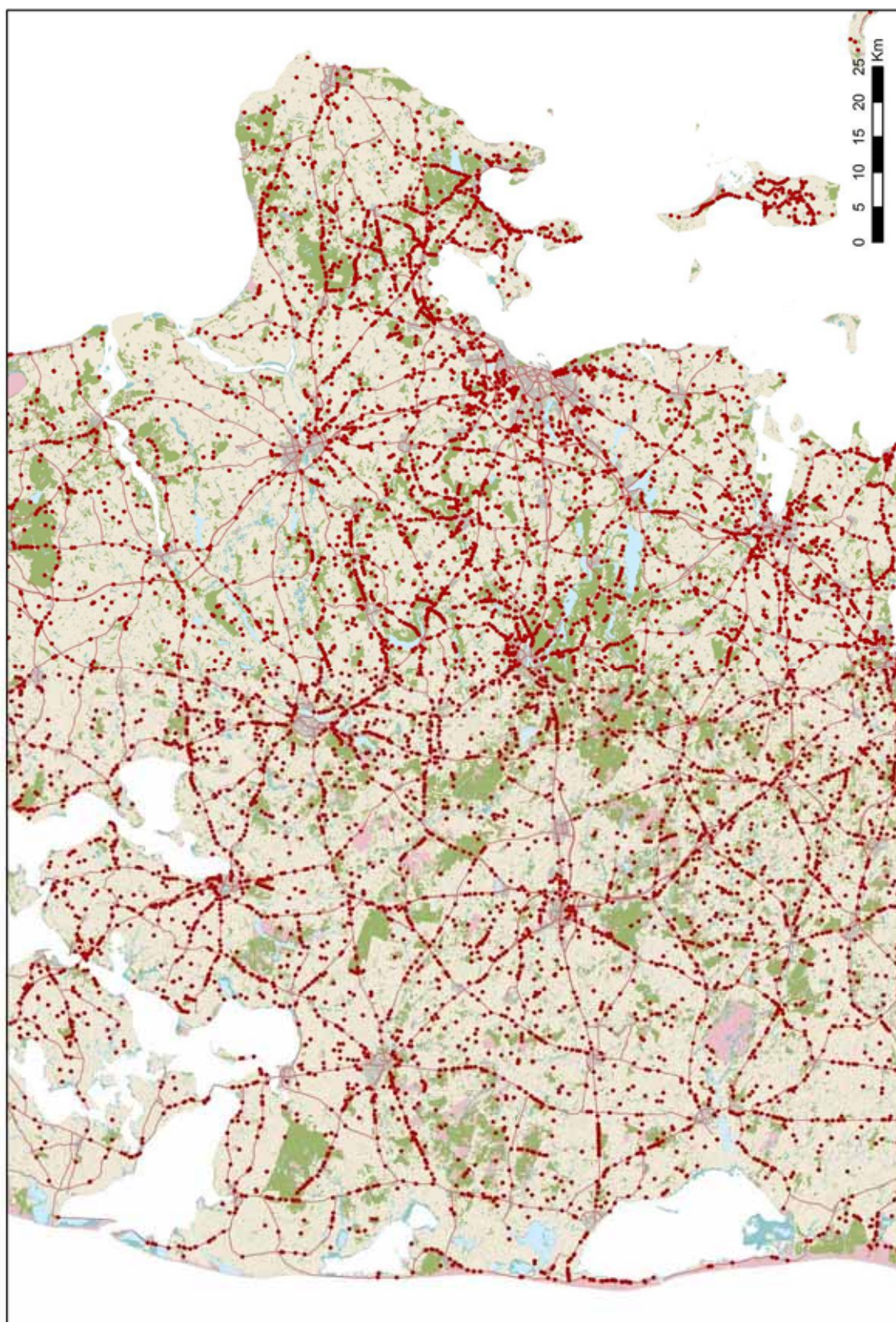
[Oversigt - samtlige registreringer](#)

[Kontakt DMU hvis der er spørgsmål til databasen](#) [Til startside](#) [© 2003 Danmarks Miljøundersøgelser](#)

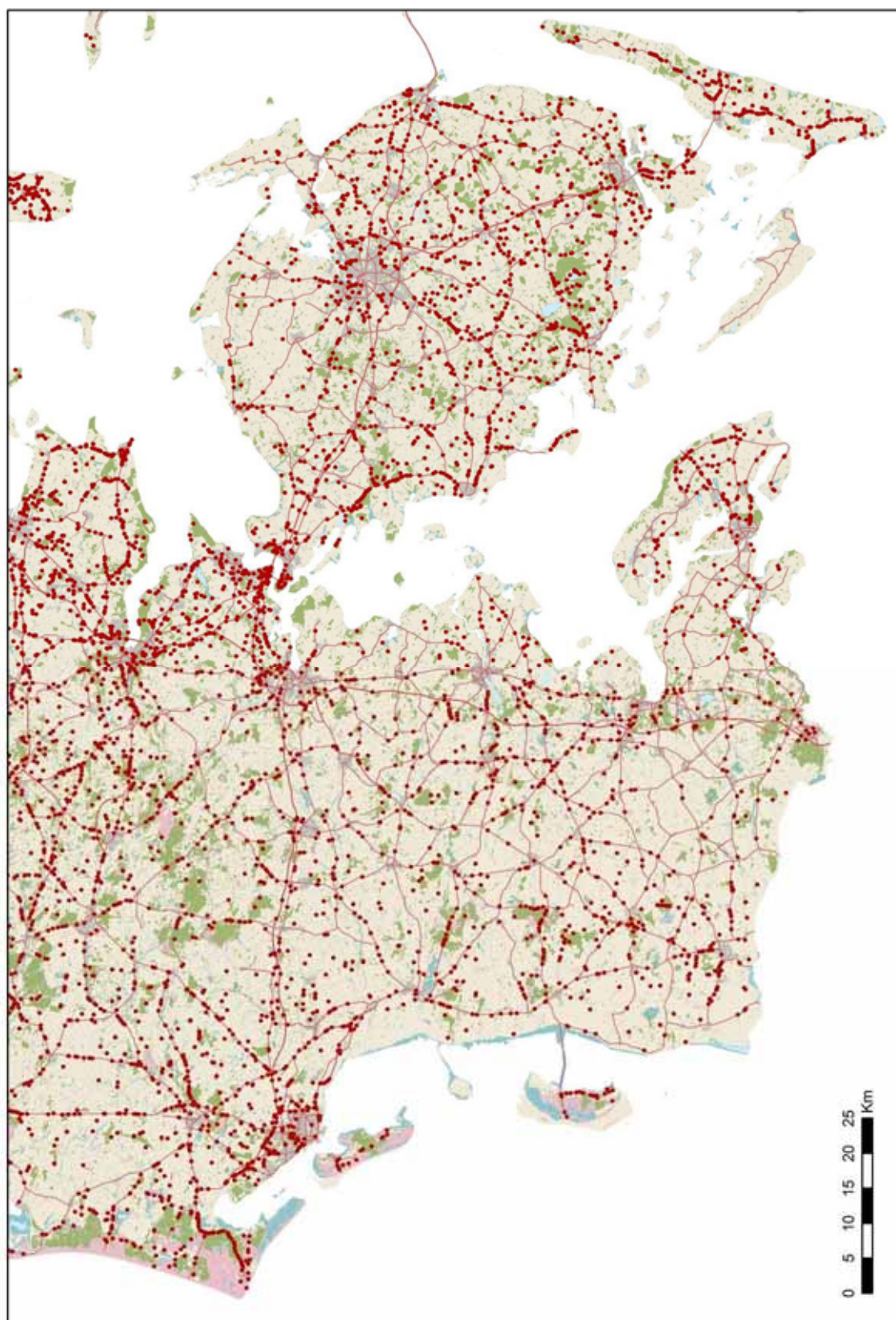
Bilag 4. Registrerede påkørselssteder for større dyr



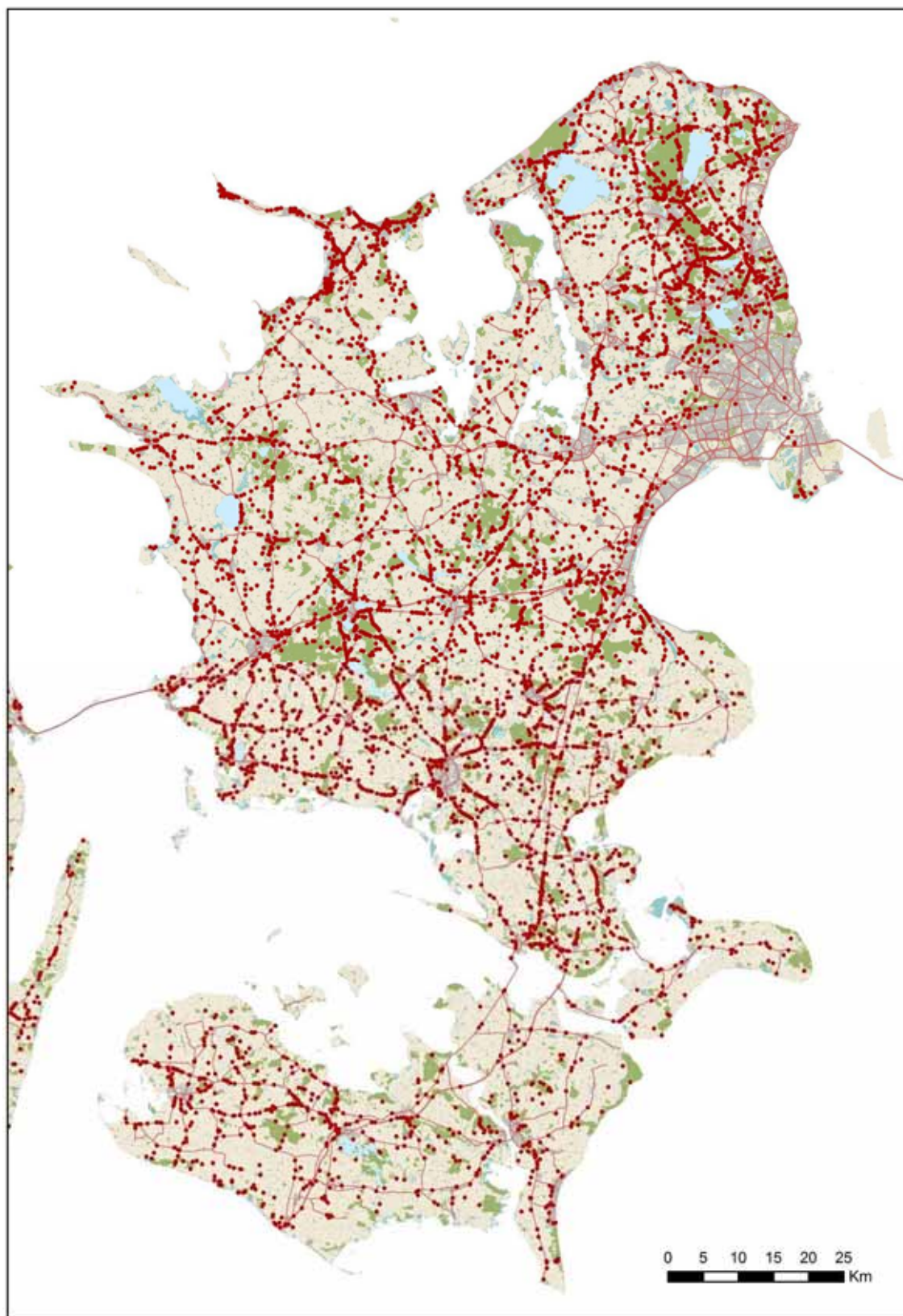
Figur B4.1. Registrerede påkørselssteder for rådyr i Nordjylland. Kun større veje (>6m bredde, motortrafikveje og motorveje) er vist på kortet.



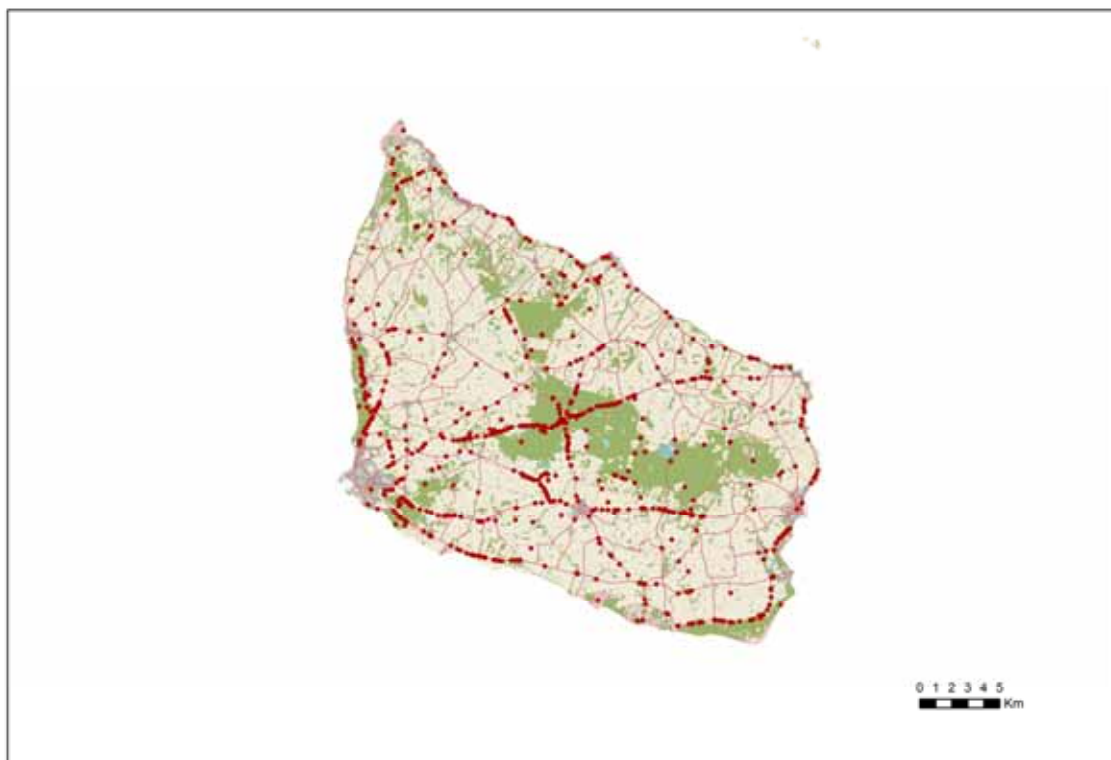
Figur B4.2. Registrerede påkørselssteder for rådyr i Midtjylland. Kun større veje (>6m bredde, motortrafikveje og motorveje) er vist på kortet.



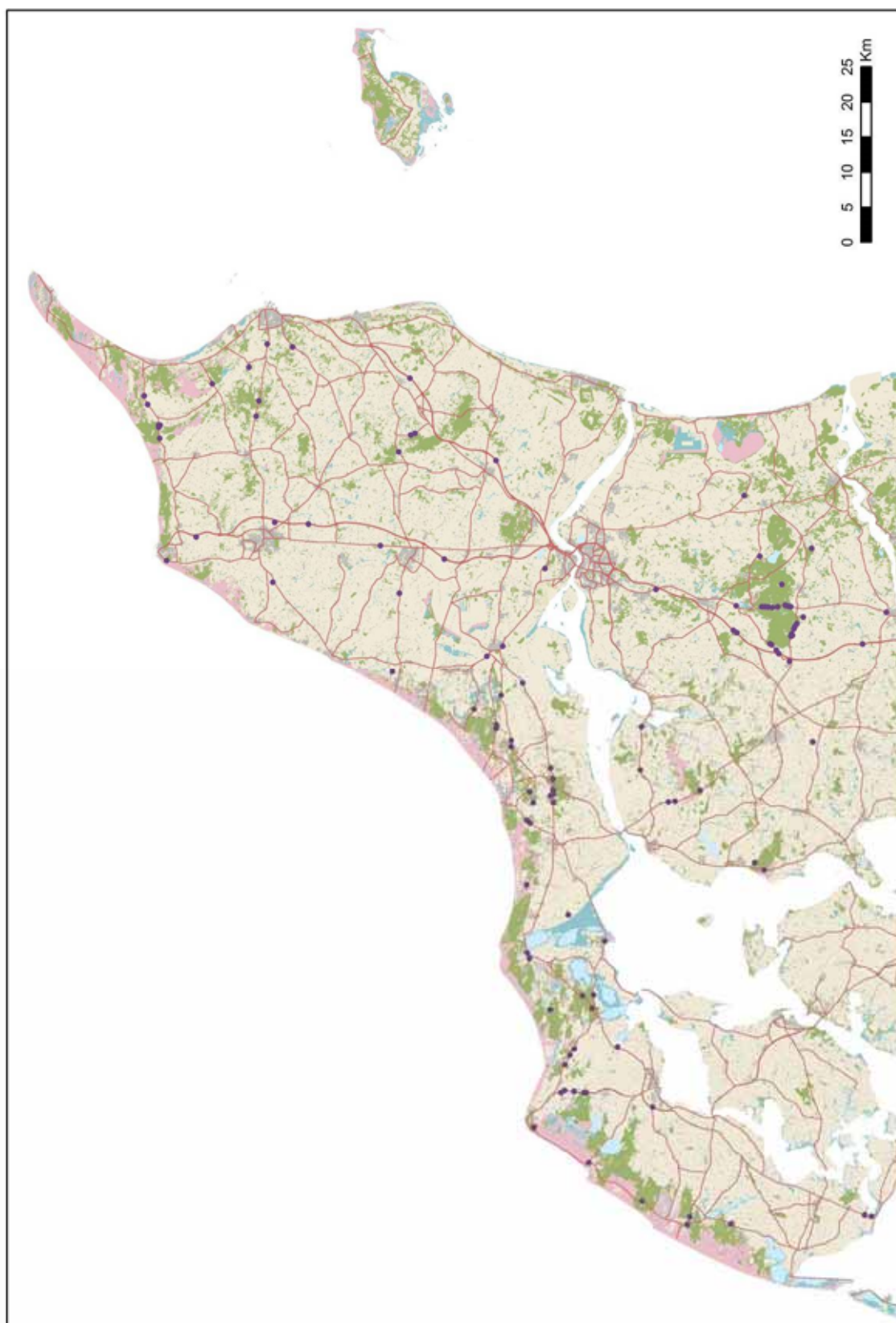
Figur B4.3. Registrerede påkørselssteder for rådyr i Syddjylland og Fyn. Kun større veje (>6m bredde, motortrafikveje og motorveje) er vist på kortet.



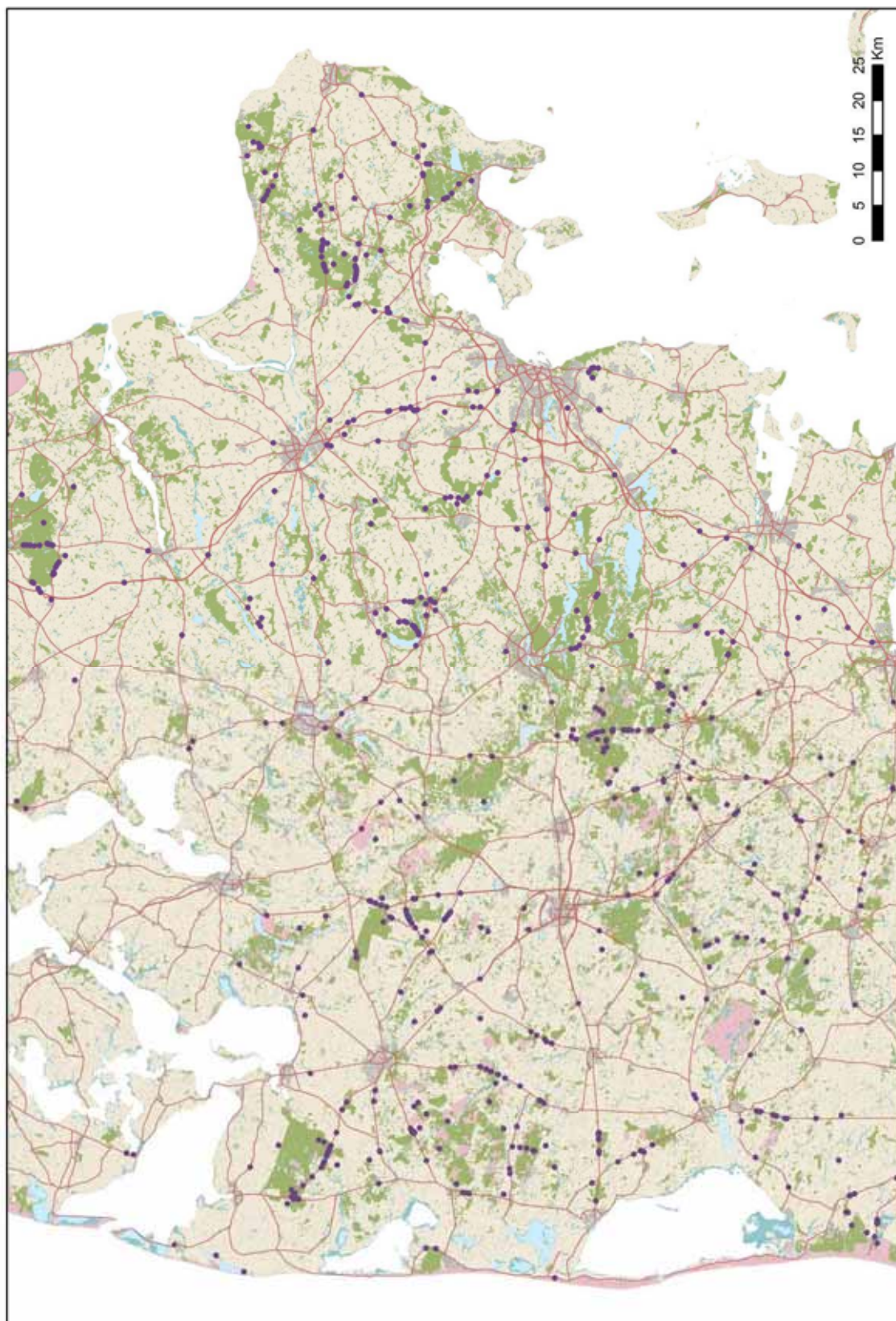
Figur B4.4. Registrerede påkørselssteder for rådyr på Sjælland. Kun større veje (>6m bredde, motortrafikveje og motorveje) er vist på kortet.



Figur B4.5. Registrerede påkørselssteder for rådyr på Bornholm. Kun større veje (>6m bredde) er vist på kortet.



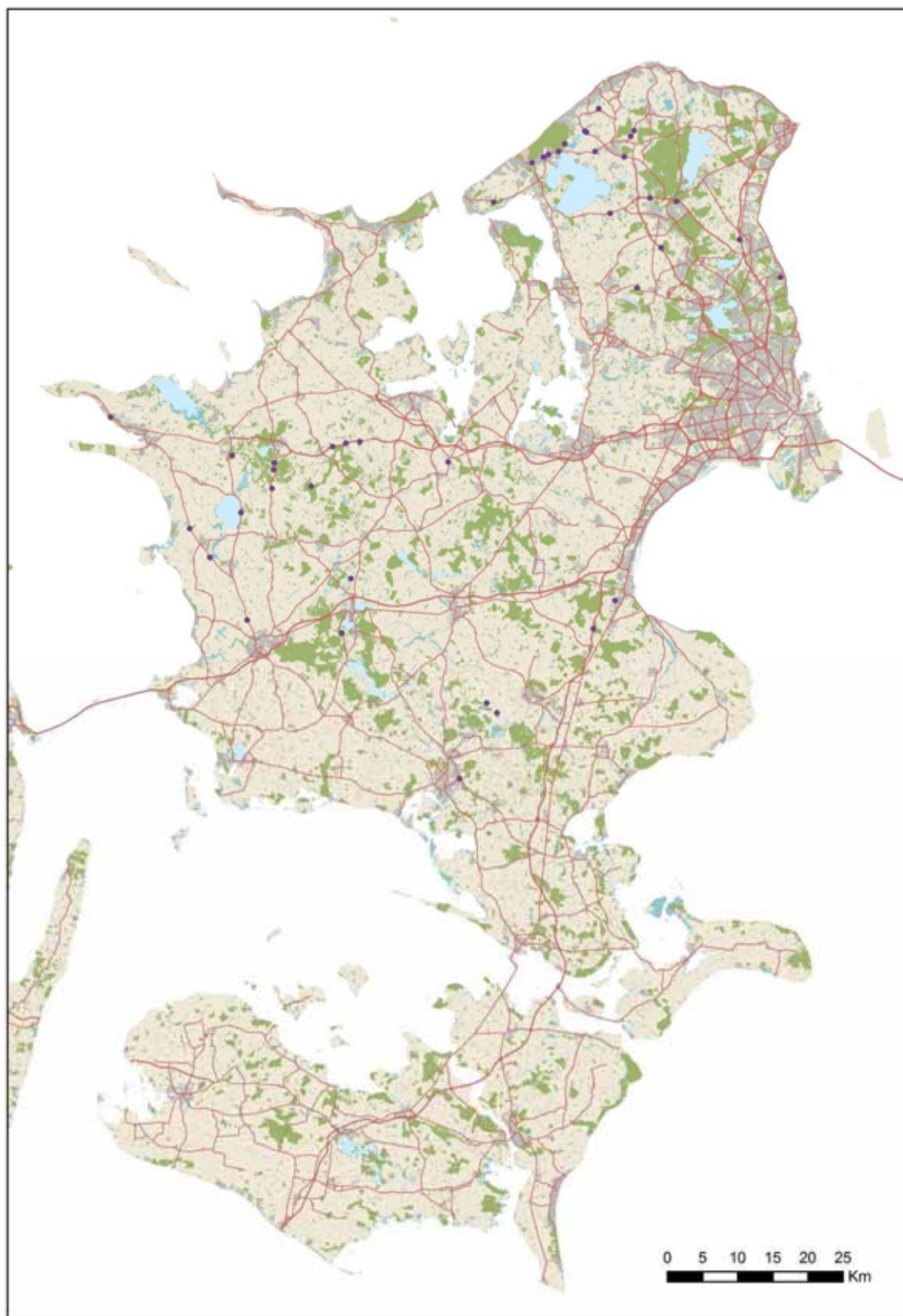
Figur B4.6. Registrerede påkørselssteder for krondyr i Nordjylland. Kun større veje (>6m bredde, motortrafikveje og motorveje) er vist på kortet.



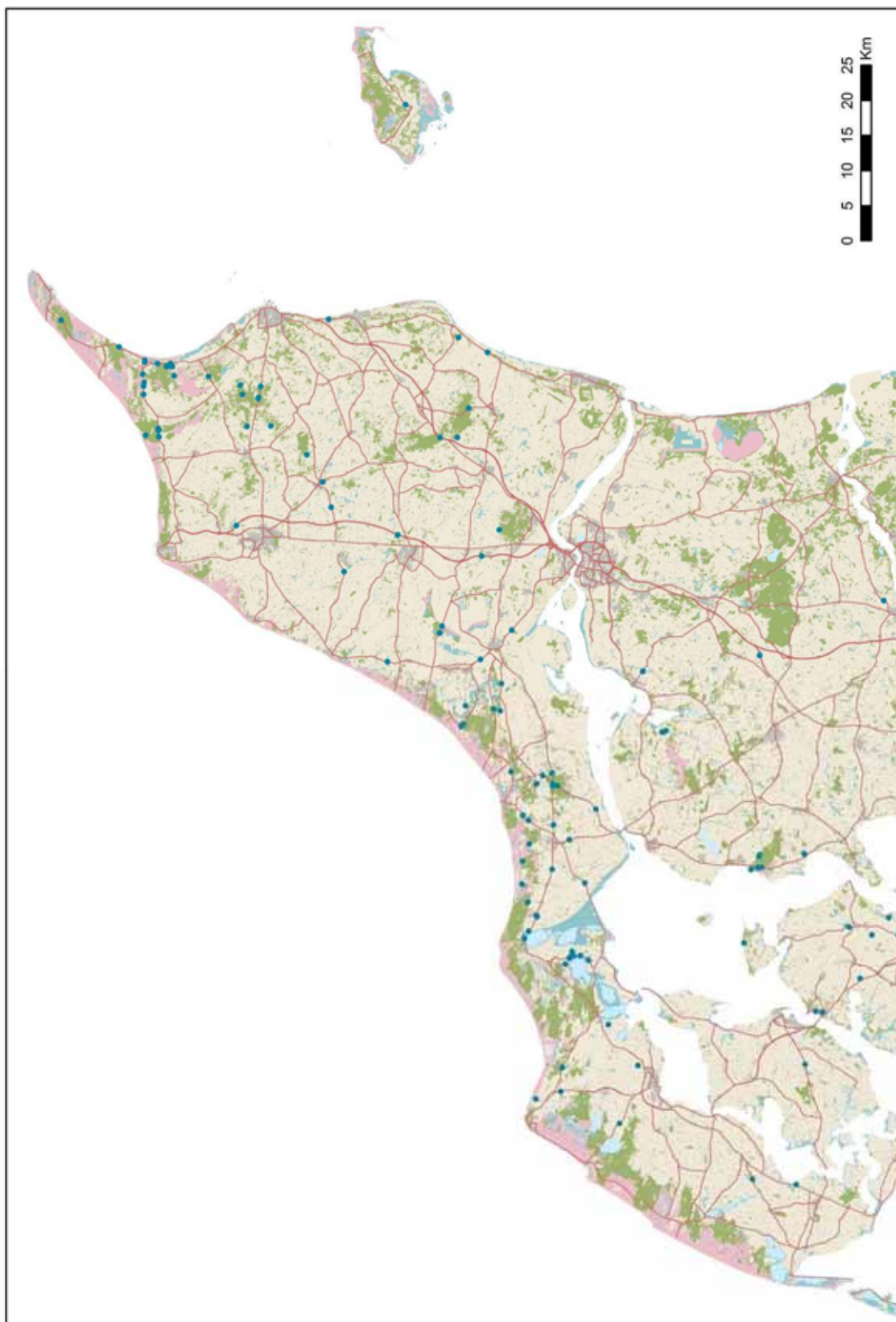
Figur B4.7. Registrerede påkørselssteder for krondyr i Midtjylland. Kun større veje (>6m bredde, motortrafikveje og motorveje) er vist på kortet.



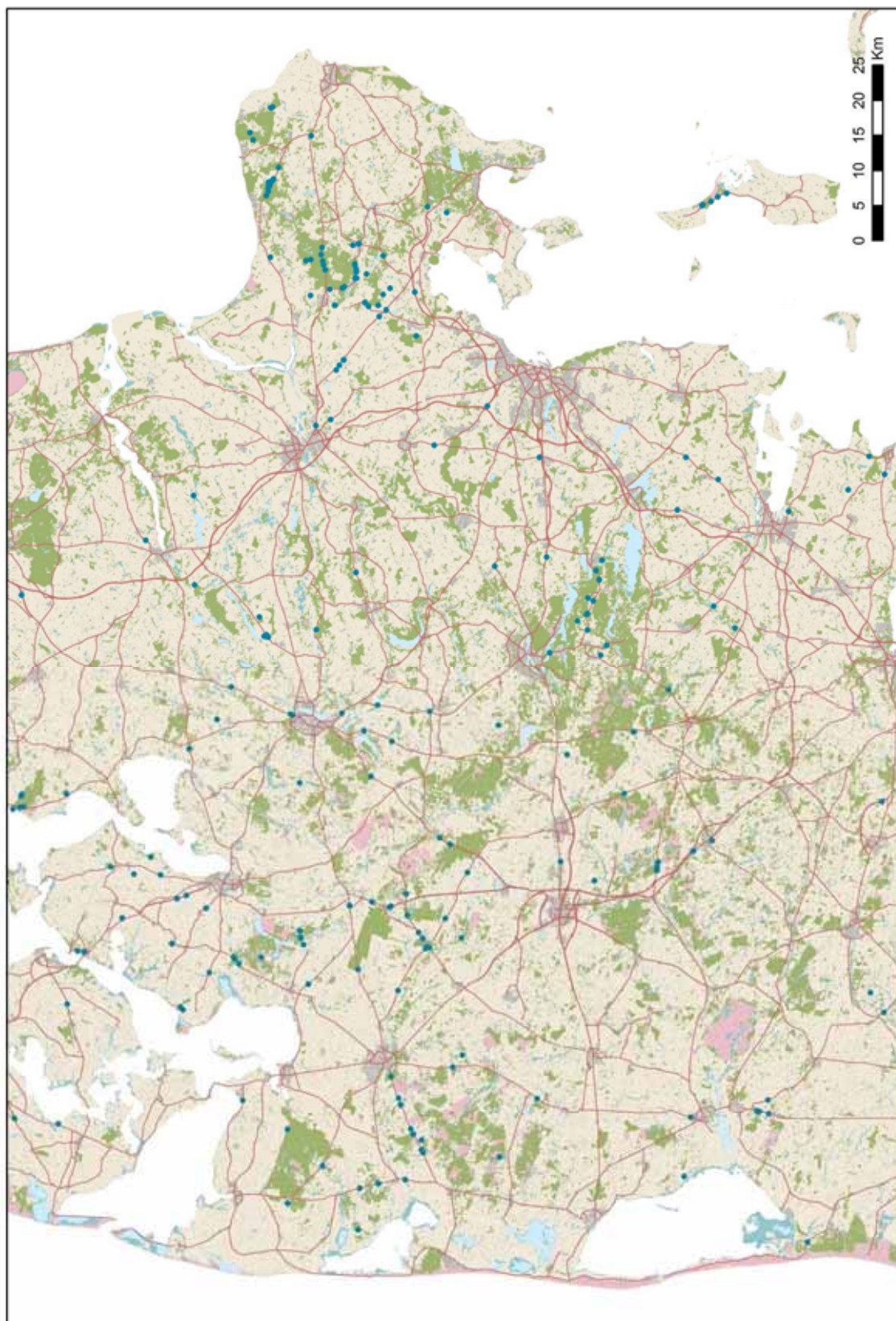
Figur B4.8. Registrerede påkørselssteder for krondyr i Syddjylland og Fyn. Kun større veje (>6m bredde, motor- trafikveje og motorveje) er vist på kortet.



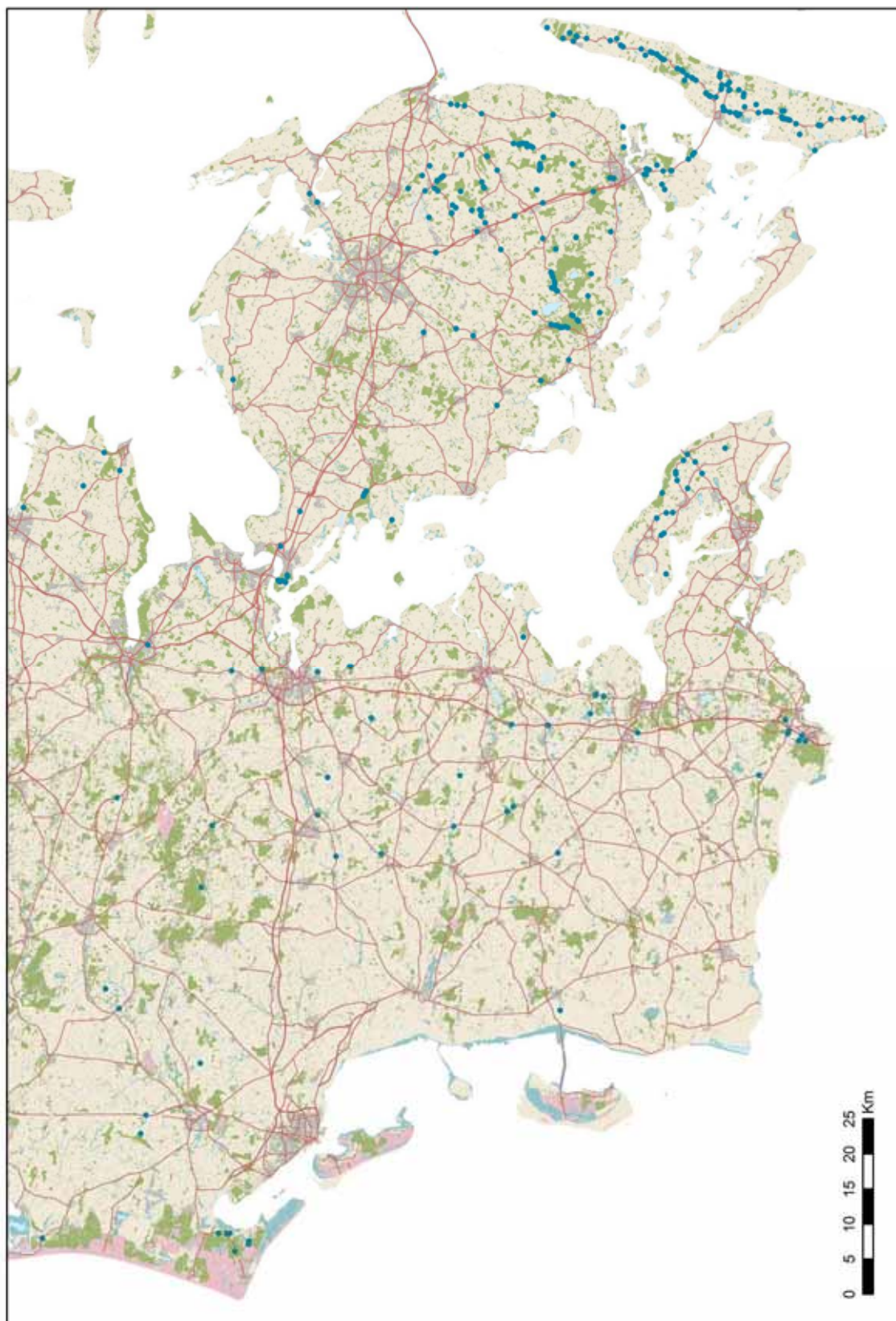
Figur B4.9. Registrerede påkørselssteder for krondyr på Sjælland. Kun større veje (>6m bredde, motortrafikveje og motorveje) er vist på kortet.



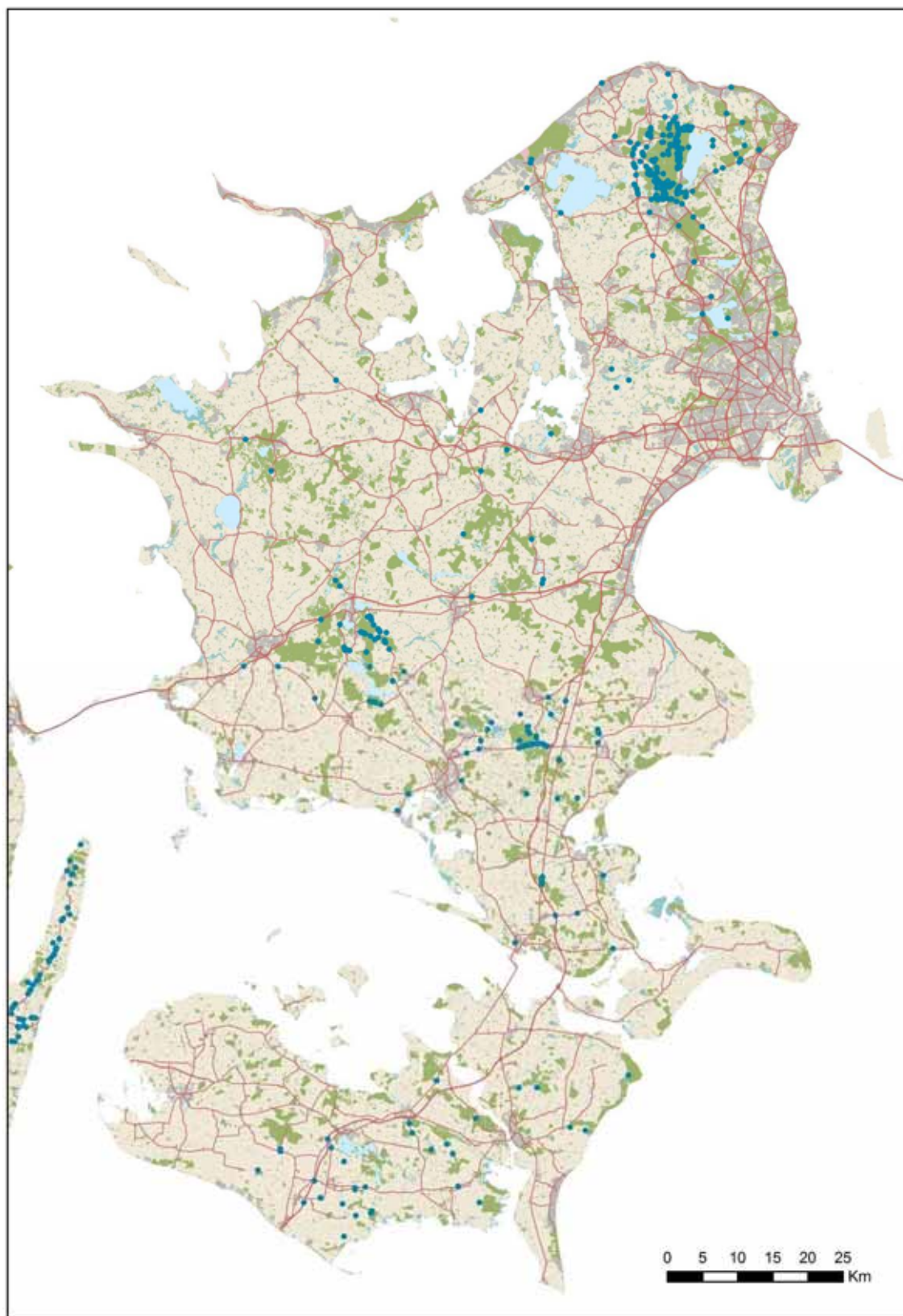
Figur B4.10. Registrerede påkørselssteder for dådyr i Nordjylland. Kun større veje (>6m bredde, motortrafikveje og motorveje) er vist på kortet.



Figur B4.11. Registrerede påkørselssteder for dådyr i Midtjylland. Kun større veje (>6m bredde, motortrafikveje og motorveje) er vist på kortet.

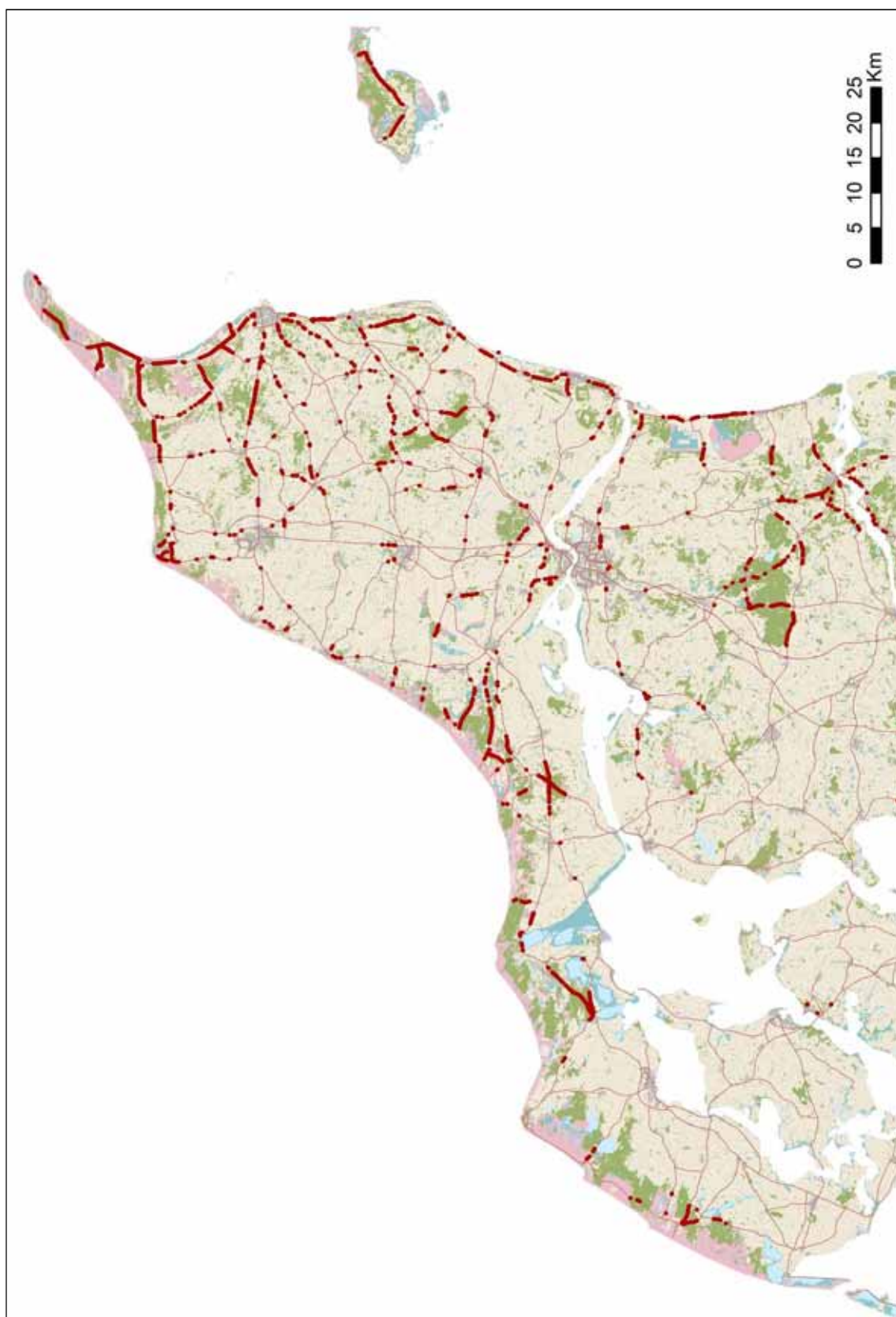


Figur B4.12. Registrerede påkørselssteder for dådyr i Syddanmark og Fyn. Kun større veje (>6m bredde, motortrafikveje og motorveje) er vist på kortet.

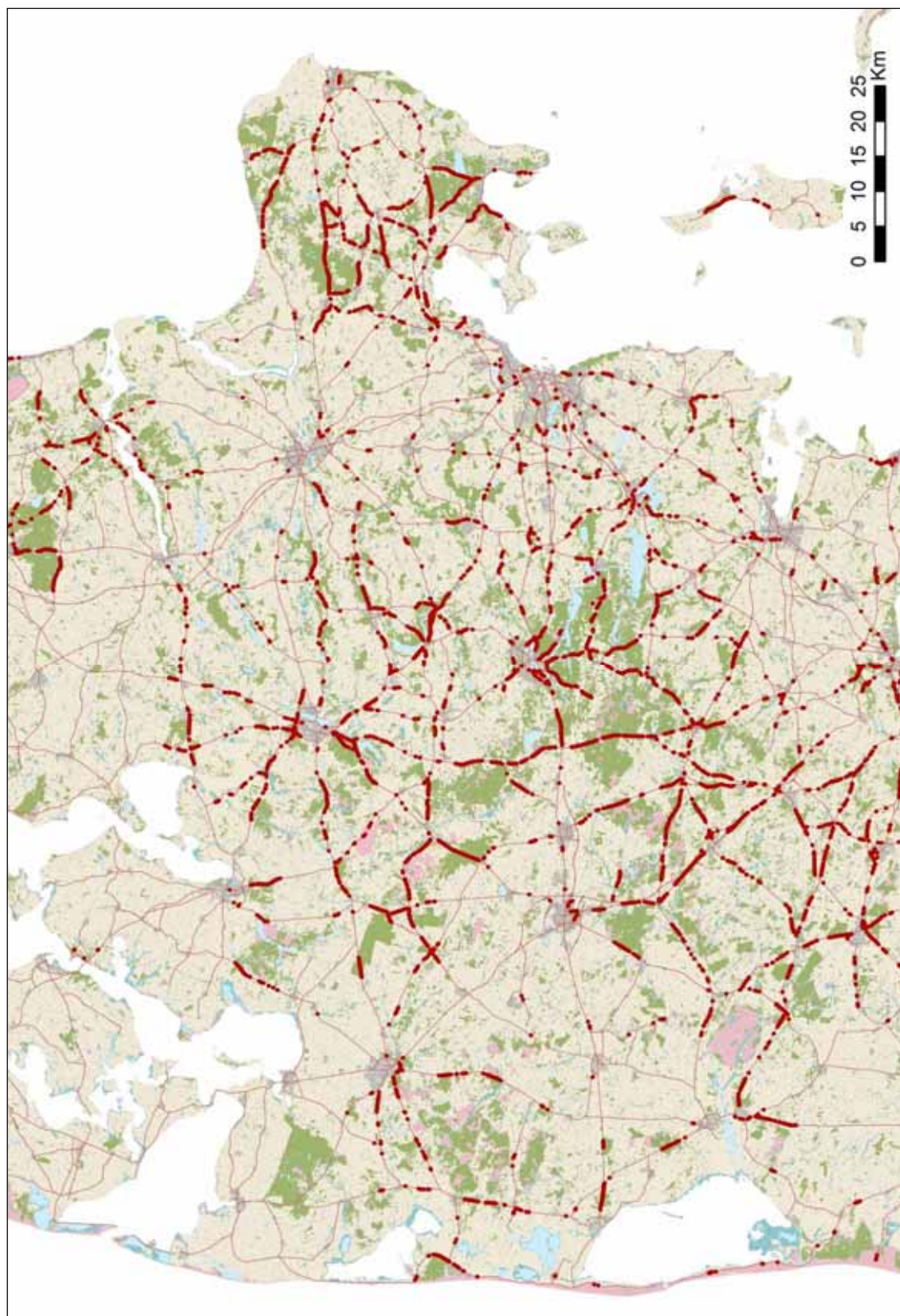


Figur B4.13. Registrerede påkørselssteder for dådyr på Sjælland. Kun større veje (>6m bredde, motortrafikveje og motorveje) er vist på kortet.

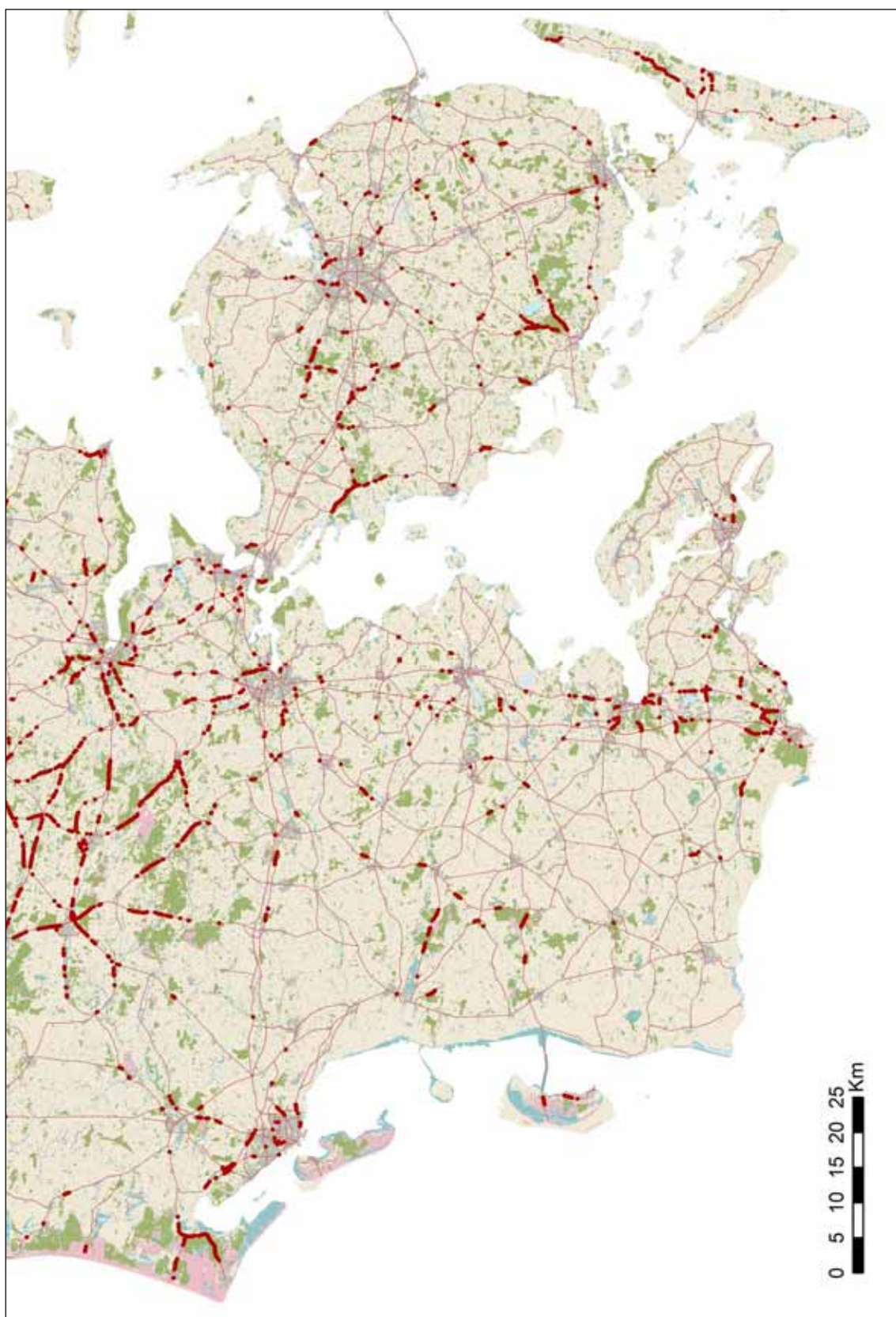
Bilag 5. Estimeret kollisionshyppighed



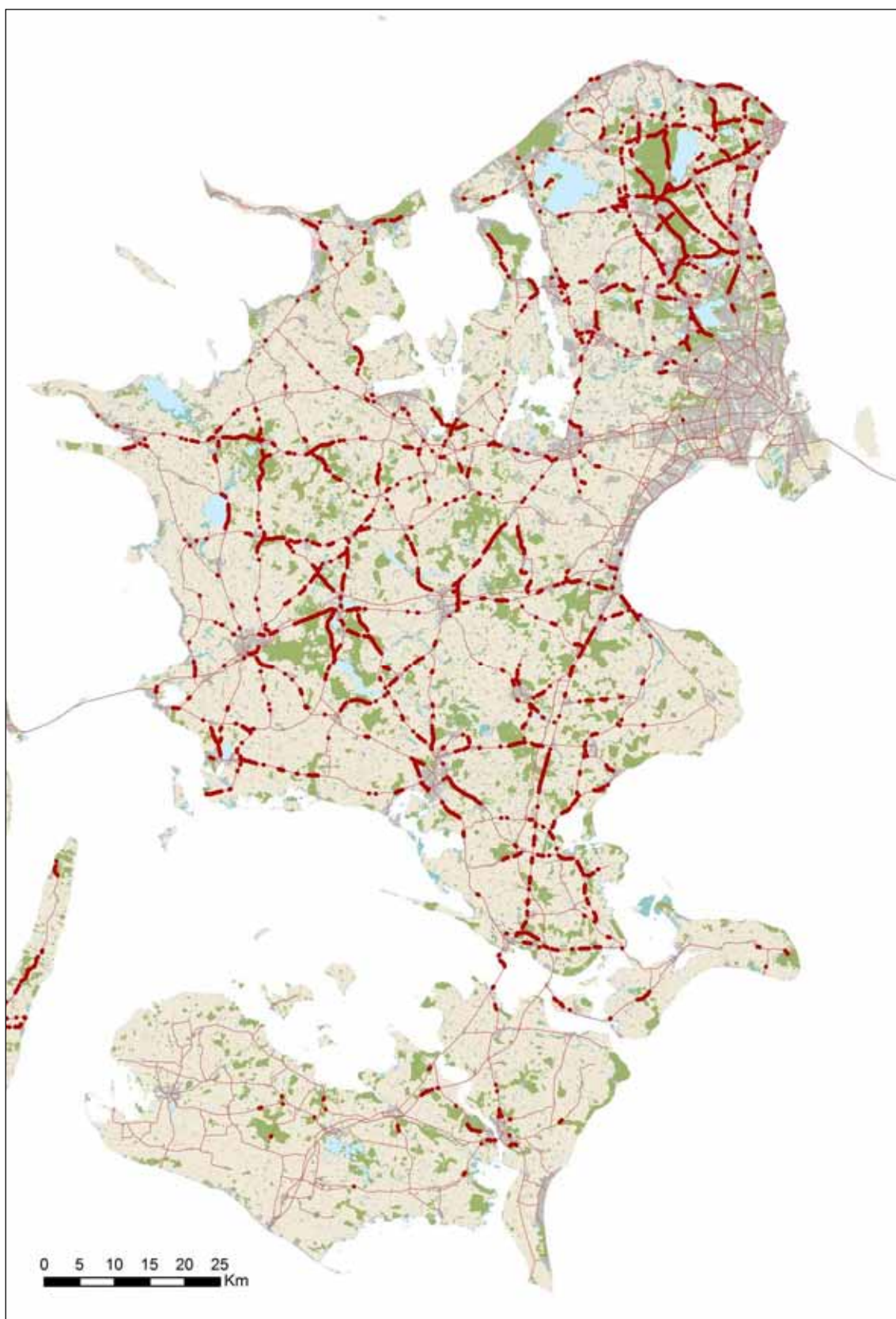
Figur B5.1. 100 m-vejstrækninger i Nordjylland, hvor den estimerede kollisionshyppighed med rådyr (Y_E) ($\# \cdot \text{km}^{-1} \cdot \text{år}^{-1}$) er blandt den højeste 1 % på landsplan. Kun større veje (>6m bredde, motortrafikveje og motorveje) er vist på kortet.



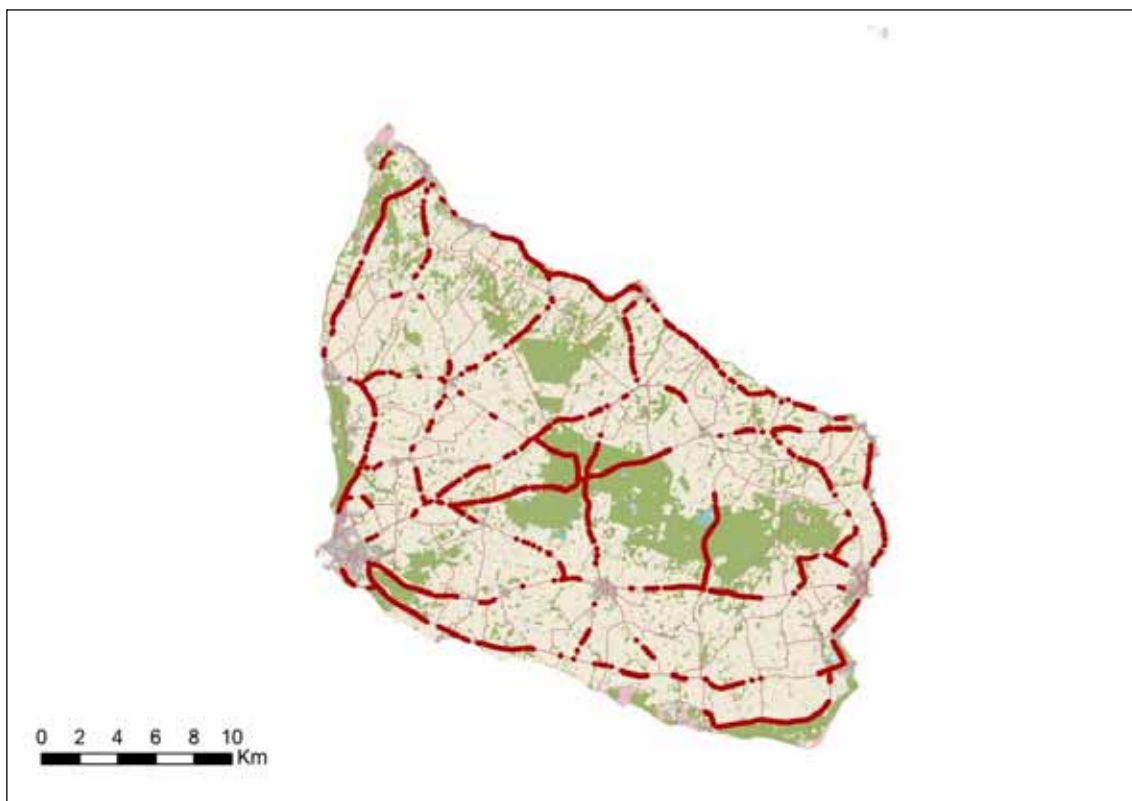
Figur B5.2. 100 m-vejstrækninger i Midtjylland, hvor den estimerede kollisionshyppighed med rådyr (Y_E) ($\# \cdot \text{km}^{-1} \cdot \text{år}^{-1}$) er blandt den højeste 1 % på landsplan. Kun større veje (>6m bredde, motortrafikveje og motorveje) er vist på kortet.



Figur B5.3. 100 m-vejstrækninger i Syddanmark og Fyn, hvor den estimerede kollisionshyppighed med rådyr (Y_E) ($\# \cdot \text{km}^{-1} \cdot \text{år}^{-1}$) er blandt den højeste 1 % på landsplan. Kun større veje (>6m bredde, motortrafikveje og motorveje) er vist på kortet.



Figur B5.4. 100 m-vejstrækninger på Sjælland, hvor den estimerede kollisionshyppighed med rådyr (Y_E) ($\# \cdot \text{km}^{-1} \cdot \text{år}^{-1}$) er blandt den højeste 1 % på landsplan. Kun større veje (>6m bredde, motortrafikveje og motorveje) er vist på kortet.

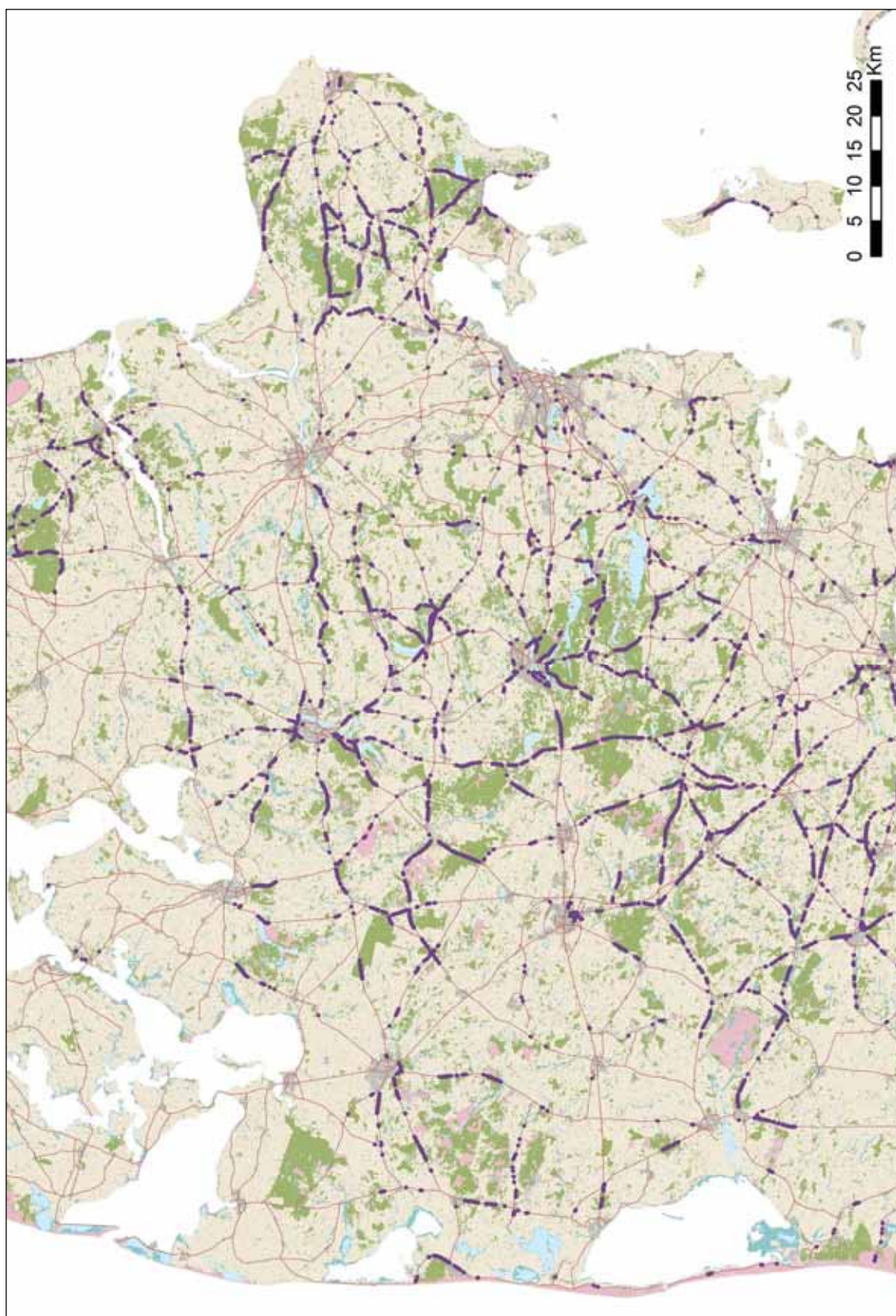


Figur B5.5. 100 m-vejstrækninger på Bornholm, hvor den estimerede kollisionshyppighed med rådyr (Y_E) ($\# \cdot \text{km}^{-1} \cdot \text{år}^{-1}$) er blandt den højeste 1 % på landsplan. Kun større veje ($>6\text{m}$ bredde) er vist på kortet.

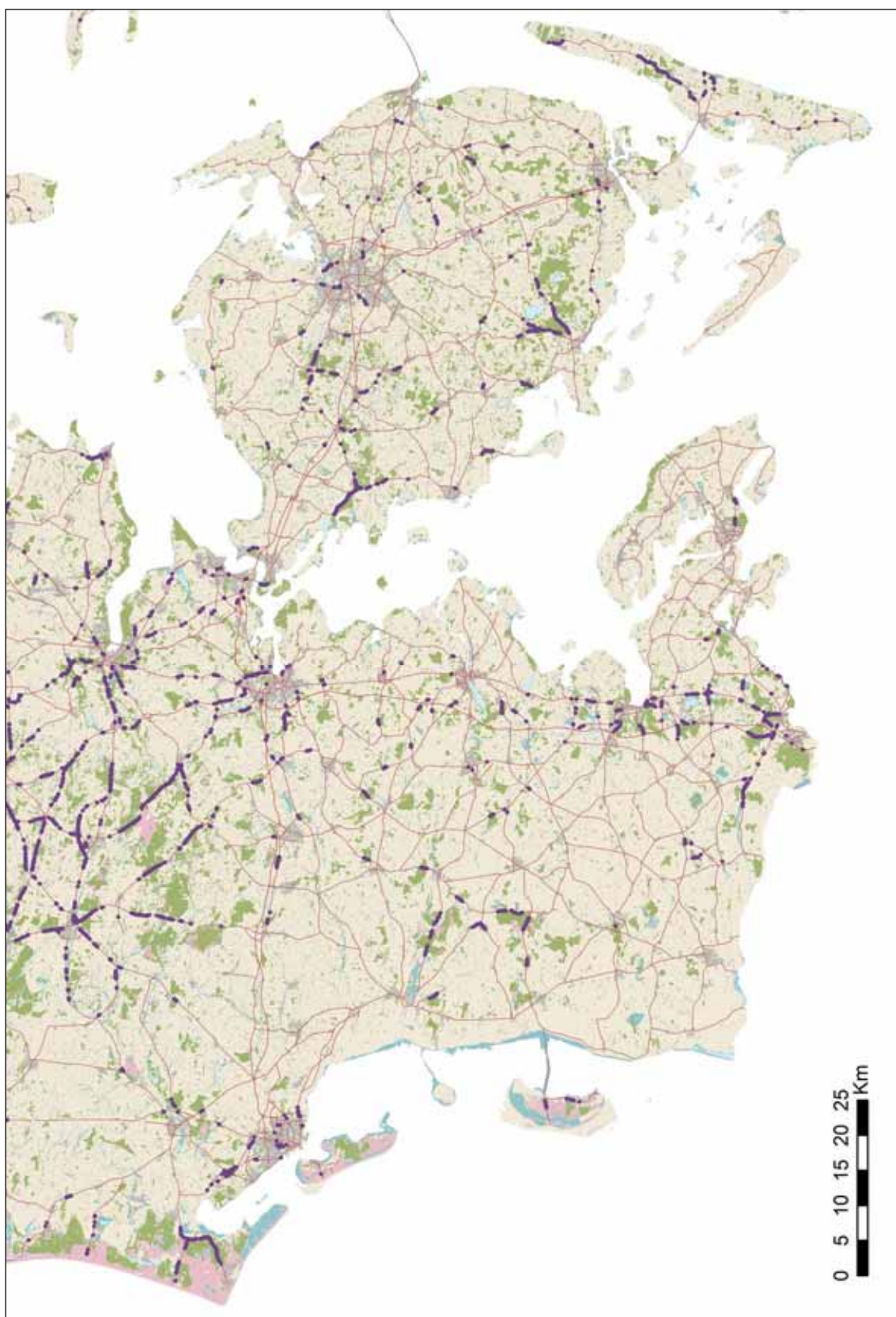
Bilag 6. Estimeret risiko for kollision for den enkelte bilist



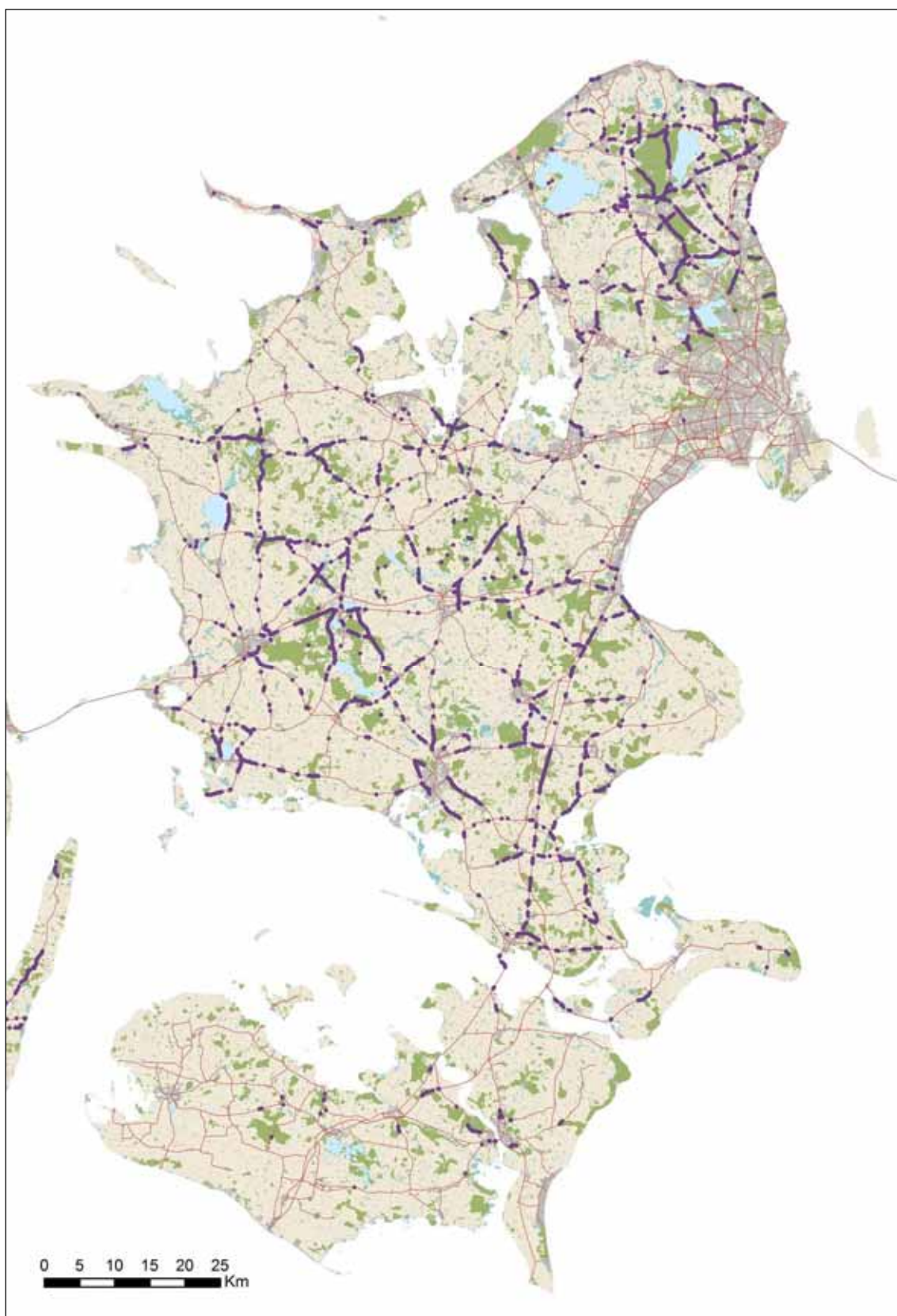
Figur B6.1. 100 m-vejstrækninger i Nordjylland, hvor den estimerede risiko for den enkelte bilist (Z_E) for at kollisione med et rådyr er blandt den højeste 1 % på landsplan. Kun større veje (>6m bredde, motortrafikveje og motorveje) er vist på kortet.



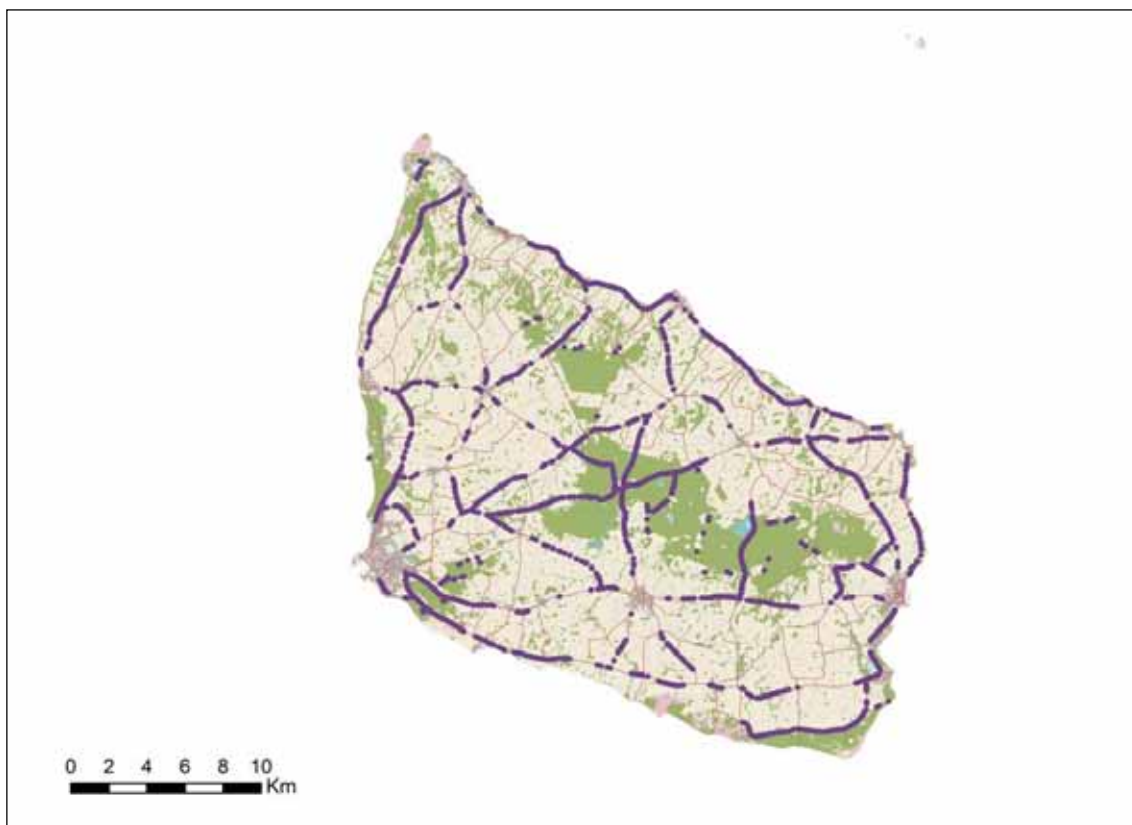
Figur B6.2. 100 m-vejstrækninger i Midtjylland, hvor den estimerede risiko for den enkelte bilist (Z_E) for at kollisione med et rådyr er blandt den højeste 1 % på landsplan. Kun større veje (>6m bredde, motortrafikveje og motorveje) er vist på kortet.



Figur B6.3. 100 m-vejstrækninger i Syddanmark og Fyn, hvor den estimerede risiko for den enkelte bilist (Z_E) for at kolliderer med et rådyr er blandt den højeste 1 % på landsplan. Kun større veje (>6m bredde, motortrafikveje og motorveje) er vist på kortet.



Figur B6.4. 100 m-vejstrækninger på Sjælland, hvor den estimerede risiko for den enkelte bilist (Z_E) for at kollisione med et rådyr er blandt den højeste 1 % på landsplan. Kun større veje (>6m bredde, motortrafikveje og motorveje) er vist på kortet.



Figur B6.5. 100 m-vejstrækninger på Bornholm, hvor den estimerede risiko for den enkelte bilist (Z_E) for at kolliderer med et rådyr er blandt den højeste 1 % på landsplan. Kun større veje (>6m bredde) er vist på kortet.

[Tom side]

PÅKØRTE STØRRE VILDE DYR I DANMARK 2003-2012

Nærværende rapport er resultatet af et samarbejde primært mellem Naturstyrelsen (NST), Schweissregistret og Aarhus Universitet. Hundeførere i Schweissregistret og personale hos NST har ved hjælp af GPS-modtagere indsamlet præcise oplysninger om påkørte større vilde dyr i perioden 2003-2012 med henblik på at kunne bruge oplysningerne til at nedbringe antallet af påkørte dyr. I alt er der registreret 33.605 påkørte større vilde dyr, hvoraf rådyr udgør 88 %. Registreringerne af kollisionssteder og -tidspunkter anvendes til at bestemme de faktorer, der er mest afgørende for de rumlige og temporære mønstre for påkørslerne for rådyr. Ud fra disse analyser er kollisionshyppighed estimeret for alle vejstrækninger i landområder i hele landet.