



Danmarks Miljøundersøgelser
Aarhus Universitet

Faglig rapport fra DMU nr. 690, 2008

Hvor nedlægges kronodyrene – og hvorfor?

Betydningen af landskab, urbanisering og tidligere udbredelse
for det lokale jagtudbytte af kronodyr i Jylland i jagtsæsonen
2001/02



[Tom side]



Danmarks Miljøundersøgelser
Aarhus Universitet

Faglig rapport fra DMU nr. 690, 2008

Hvor nedlægges krondyrene – og hvorfor?

Betydningen af landskab, urbanisering og tidligere udbredelse
for det lokale jagtudbytte af krondyr i Jylland i jagtsæsonen
2001/02

Peter Sunde
Tommy Asferg
Poul Nygaard Andersen
Carsten Riis Olesen

Datablad

- Serietitel og nummer: Faglig rapport fra DMU nr. 690
- Titel: Hvor nedlægges krondyrene - og hvorfor?
Undertitel: Betydningen af landskab, urbanisering og tidligere udbredelse for det lokale jagtudbytte af krondyr i Jylland i jagtsæsonen 2001/02
- Forfattere: Peter Sunde, Tommy Asferg, Poul Nygaard Andersen & Carsten Riis Olesen
Afdeling: Afdeling for Vildtbiologi og Biodiversitet
- Udgiver: Danmarks Miljøundersøgelser©
Aarhus Universitet
URL: <http://www.dmu.dk>
- Udgivelsesår: November 2008
Redaktion: Tommy Asferg
Faglig kommentering: Tommy Asferg
- Finansiel støtte: Skov- og Naturstyrelsen
- Bedes citeret: Sunde, P., Asferg, T., Andersen, P.N. & Olesen, C.R. 2008: Hvor nedlægges krondyrene - og hvorfor? Betydningen af landskab, urbanisering og tidligere udbredelse for det lokale jagtudbytte af krondyr i Jylland i jagtsæsonen 2001/02. Danmarks Miljøundersøgelser, Aarhus Universitet. 38 s. – Faglig rapport fra DMU nr. 690. <http://www.dmu.dk/Pub/FR690.pdf>.

Gengivelse tilladt med tydelig kildeangivelse

- Sammenfatning: I denne rapport fremlægges en undersøgelse af sammenhængen mellem lokale forskelle i forekomst og bestandstæthed af fritstående krondyr i Jylland. Undersøgelsen er baseret på en analyse af de statistiske sammenhænge mellem jagtudbyttet af krondyr på den frie vildtbane i jagtsæsonen 2001/02 fordelt på i alt 322 10x10 km kvadrater i Jylland i forhold til landskabs-sammensætning (primært skov og ikke-skov), urbaniseringsgrad (forekomst af vejanlæg og bebyggelse) og den "historiske" forekomst af krondyr i disse kvadrater (dvs. før 1985). Sandsynligheden for, at der i et kvadrat blev nedlagt et eller flere krondyr, steg markant med arealet af sammenhængende skov på mindst 5 km² og arealet af udyrkede græs- og hedeflader og aftog svagt med kvadratets bebyggelsesgrad. Der blev rapporteret om nedlagte krondyr i 89% af de kvadrater, hvor krondyr forekom før 1985 (defineret som "kerneområdekvadrater"), i 39% af de kvadrater, som grænsede op til kerneområder og i ca. 20% af kvadraterne i det øvrige Jylland. De oprindelige kerneområder, hvor krondyr forekom før 1985, udgjorde således fortsat i 2001 tyngdepunkterne for de jyske kronvildtbestande. Tilsammen kunne 37% af variationen i lokal forekomst af nedlagte krondyr forklares ud fra landskabssammensætning og afstand til kerneområder. Udbyttet af krondyr i kerneområderne var 3-8 gange højere end i resten af Jylland, hvis landskabssammensætningen tages i betragtning. Denne forskel skal nok primært forklares ud fra forskelle i afskydningspolitik og jagtpraksis. Landskabets urbaniseringsgrad ser ud til kun at have en svagt negativ indvirkning på såvel forekomsten som bestandstætheden, men disse effekter er små i forhold til den overordnede betydning af landskabets sammensætning og "kerneområdeeffekten". Da det uden tvivl er jagten, der p.t. begrænser kronvildtbestandens vækst og spredning, og det efter alt at dømme er den nuværende jagtlig praksis, der forårsager den skyhed, som får krondyr til at undgå habitater, hvor de føler sig truet af mennesker, vil en lokal totalfredning over en periode formentlig være den mest effektive måde at sikre etablering og opbygning af nye lokale bestande.

- Emneord: Krondyr, jagtudbytte, udbredelse, landskab, urbanisering.
- Layout og illustrationer: Grafisk værksted, DMU Silkeborg
Omslagsfoto: Torben Lynge Madsen
- ISBN: 978-87-7073-067-9
ISSN (elektronisk): 1600-0048
- Sideantal: 38
- Internetversion: Rapporten er tilgængelig i elektronisk format (pdf) på DMU's hjemmeside <http://www.dmu.dk/Pub/FR690.pdf>

Indhold

Sammenfatning 5

1 Indledning 7

2 Hypoteser 9

3 Materiale og metode 11

3.1 Datagrundlag 11

3.2 Statistisk modellering 15

4 Resultater 17

4.1 Forskelle i fordelingen af landskabsparametre mellem kerneområder og det øvrige Jylland 17

4.2 Betydende faktorer for variation i forekomsten af krondyr 18

4.3 Betydende faktorer for variation i tætheden af krondyr 23

5 Diskussion 29

5.1 Forbehold for datas beskaffenhed og analysemetodens holdbarhed 29

5.2 Betydning af den historiske udbredelse: kerneområdeeffekten 31

5.3 Betydning af habitatsammensætning og habitatstruktur 33

5.4 Betydning af landskabets urbaniseringsgrad: bygninger og veje 34

5.5 Konklusioner og forvaltningsmæssige perspektiver 35

6 Referencer 37

Danmarks Miljøundersøgelser

Faglige rapporter fra DMU

[Tom side]

Sammenfatning

Selv om bestanden af kron dyr (*Cervus elaphus*) på den fri vildtbane er vokset markant i størrelse og udbredelse siden 1970, hvor der kun fandtes spredte forekomster i Jylland, er der fortsat store lokale forskelle i såvel forekomst som bestandstæthed af arten. Den ujævne forekomst har været forklaret som et resultat af lokale forskelle dels i landskab, dels i omfanget af jagtlig efterstræbelse og andre former for menneskelig forstyrrelse.

For at belyse de mulige sammenhænge mellem disse faktorer og kron dyrs forekomst og bestandstæthed er der gennemført en undersøgelse af de statistiske sammenhænge mellem jagtudbyttet af kron dyr på den frie vildtbane i jagtsæsonen 2001/02 fordelt på i alt 322 10x10 km kvadrater i Jylland i forhold til landskabssammensætning (primært skov og ikke-skov), urbaniseringsgrad (forekomst af vejanlæg og bebyggelse) og den "historiske" forekomst af kron dyr i disse kvadrater (dvs. før 1985).

Analysen er baseret på informationer om nedlæggelseslokalitet for 956 kron dyr angivet med en usikkerhed på højst 5 km fra en spørgebrevsundersøgelse foretaget blandt jægere, som havde indberettet at have nedlagt kron dyr i 2001/02. De 956 kron dyr fordelte sig på 124 kvadrater, dvs. 39% af samtlige kvadrater. Halvdelen var blevet nedlagt inden for blot 14 kvadrater, svarende til 4% af samtlige kvadrater og 11% af de kvadrater, hvor der var blevet nedlagt kron dyr.

Sandsynligheden for, at der i et kvadrat var blevet nedlagt et eller flere kron dyr, steg markant med kvadratets skovdækkede areal (især arealet af sammenhængende skov på mindst 5 km²) og arealet af udyrkede græs- og hedeflader og aftog svagt med kvadratets bebyggelsesgrad (antal bygninger eller det bebyggede areal). Der blev rapporteret om nedlagte kron dyr i 89% af de kvadrater, hvor kron dyr forekom før 1985 (defineret som "kerneområdekvadrater"), i 39% af de kvadrater, som grænsede op til kerneområder og i ca. 20% af kvadraterne i det øvrige Jylland. De oprindelige kerneområder, hvor kron dyr forekom før 1985, udgjorde således fortsat i 2001 tyngdepunkterne for de jyske kronvildtbestande. De markante forskelle i hyppighed af nedlagte kron dyr mellem kerneområder og det øvrige Jylland bestod også efter, at der var blevet korigeret for forskelle i landskabssammensætning (primært skovdækket areal). Tilsammen kunne 37% af variationen i lokal forekomst af nedlagte kron dyr forklares ud fra landskabssammensætning og afstand til kerneområder. Selv om en del af denne "kerneområdeeffekt" kan forklares ud fra forskelle i landskabsstrukturer, er antallet af afskudte kron dyr i kerneområderne 3-8 gange højere end i resten af Jylland, hvis landskabssammensætningen tages i betragtning. Denne forskel skal nok primært forklares ud fra forskelle i afskydningspolitik og jagtpraksis mellem kerneområdekvadrater og det øvrige land.

I de 124 kvadrater, hvor mindst ét kron dyr var rapporteret nedlagt, og arten derfor med sikkerhed forekom, var størrelsen af jagtudbyttet positivt korreleret med det samlede landareal inden for 1 km fra skov af mindst 5 km² udstrækning og svagt negativt korreleret med forekomsten

af veje bredere end 6 m. Selv når der var taget højde for disse landskabsfaktorer, blev der i gennemsnit nedlagt 3-4 gange så mange krondyr i kerneområdekvadrater som i de kvadrater i resten af Jylland, hvor der blev nedlagt krondyr. Jagtudbyttet var 5-7 gange højere i kerneområdekvadrater end i ikke-kerneområdekvadrater med tilsvarende landskabs sammensætning. Jagtudbyttet i kvadrater, som stødte op til kerneområdekvadrater, var kun en smule højere end i kvadrater beliggende længere borte fra kerneområdekvadrater.

Forekomsten af krondyr såvel som bestandstætheden i de områder, hvor arten forekommer, er betinget af landskabets sammensætning og struktur samt den jagtlige efterstræbelse, men delvist forskellige faktorer gør sig gældende på de to niveauer. Gennemgående er forekomsten af store, sammenhængende skovområder dog af stor betydning, hvilket formentlig afspejler behovet for at søge dækning på grund af jagtlig efterstræbelse.

Forskellige aspekter af landskabets urbaniseringsgrad ser ud til at have en svagt negativ indvirkning på såvel forekomsten som bestandstætheden, men disse effekter er små i forhold til den overordnede betydning af landskabets sammensætning og "kerneområdeeffekten".

Resultaterne tyder på, at hvis man i et område har som vildtforvaltningsmæssig målsætning at forbedre vilkårene for, at en krondyrbestand kan etablere sig eller vokse, så er det vigtigt, at der findes eller skabes områder i landskabet, hvor krondyrene kan finde den fornødne sikkerhed i forhold til afskydning og ro i forhold til jagtlige og rekreative forstyrrelser.

Da det uden tvivl er jagten, der p.t. begrænser kronvildtbestandens vækst og spredning, og det efter alt at dømme er den nuværende jagtlige praksis, der forårsager den skyhed, som får krondyr til at undgå habitater, hvor de føler sig truet af mennesker, vil en lokal totalfredning over en periode formentlig være den mest effektive måde at sikre etablering og opbygning af nye lokale bestande. En midlertidig totalfredning vil sandsynligvis medføre en høj årlig bestandstilvækst. Samtidig vil de krondyr, som på grund af stigende bestandstæthed udvandrer til nye områder, formodentlig blive mere tolerante over for rekreative forstyrrelser, når de ikke længere udsættes for jagt. Om der i samfundet i almindelighed og blandt jægere, skovbrugere og landmænd i særdeleshed kan skabes enighed om en sådan strategi, er en anden sag.

1 Indledning

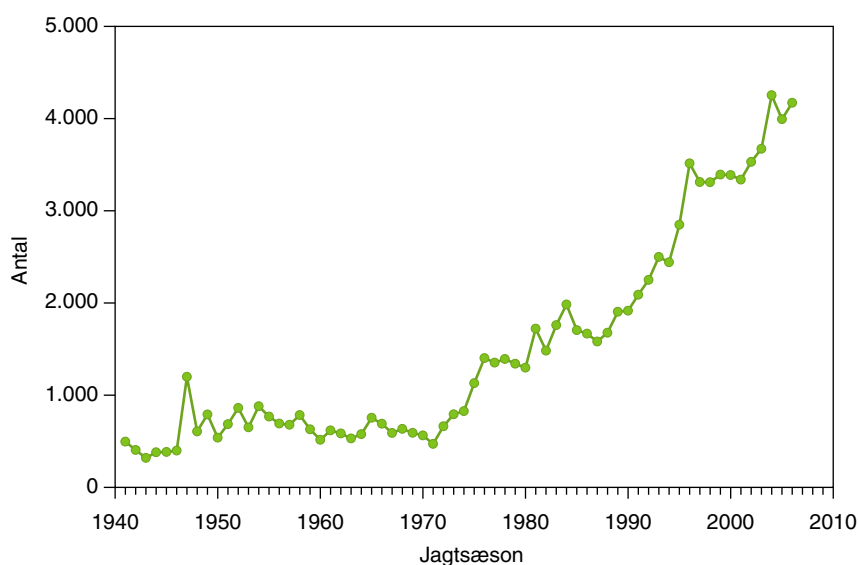
Siden 1970 er jagtudbyttet af kron dyr flerdoblet i Danmark (Fig. 1). Denne stigning tages som et udtryk for en markant stigning i størrelsen af de fritstående bestande (Asferg m.fl. 2004). En lignende udvikling er set i det øvrige Europa (Milner m.fl. 2006). Den voksende kron dyrbestand er i al almindelighed blevet budt velkommen af såvel jægere som natur- og friluftorganisationer, ligesom den i stigende grad må formodes at udgøre et økonomisk aktiv i form af stigende jagtlejer for grundejere med kron dyr på deres revir. I de seneste 10 år (1996-2006) har stigningstakten i jagtudbyttet dog været vigende (1,7% per år) i forhold til den foregående tiårsperiode (1986-1996), hvor udbyttet i gennemsnit voksede med 7,7% om året (Fig. 1).

Den aftagende stigningstakt i jagtudbyttet er formentlig et tegn på, at lokale kron dyrbestande i stigende grad er ved at have nået et niveau, hvor afskydningen opvejer fødselsoverskuddet. Bestandstætheden varierer tilsyneladende meget fra sted til sted, men kendskabet til konkrete tætheder og årsagerne til variationen er begrænset.

Af hensyn til den fremtidige forvaltning af fritstående kron dyr er der behov for en dybere forståelse af sammenhængen mellem forskellige landskabsfaktorer og kron dyrbestandenes udbredelse og størrelse. I forlængelse af dette har der i den del af forskningsprojektet "Vildt & Landskab", som omhandler effekter af jagtlig og rekreative forstyrrelser på hjortevildt, endvidere været et ønske om at få belyst, om der måtte eksistere en sammenhæng mellem graden af "forstyrrelse" i et landskab og den lokale kron dyrbestands størrelse.

Formålet med denne rapport er at undersøge, om der - på grundlag af et allerede indsamlet materiale (Asferg m.fl. 2004) - kan påvises en sådan sammenhæng.

Figur 1. Jagtudbyttet af kron dyr i Danmark 1941-2006. Kilde: Vildtudbyttestatistikken, DMU/AU.



Inden bestandstilvæksten tog til omkring 1970, fandtes fritstående kron-
dyr kun i Jylland, og her endda begrænset til ca. en snes lokaliteter i til-
knytning til de større, sammenhængende skov- og plantageområder ejet
af staten eller godser (Strandgaard 1967). I løbet af 1970'erne og
1980'erne etableredes endvidere faste, fritstående bestande i Thy og
Vendsyssel. Siden har krondyret etableret faste bestande adskillige ste-
der i Jylland, men er også fortsat fraværende eller kun sporadisk fore-
kommende på mange terræner, som tilsyneladende burde have tilstræk-
keligt fødegrundlag til at kunne huse faste bestande.

Jagt er den primære dødsårsag blandt fritstående kron-
dyr, og der er ingen tvivl om, at jagten - og anden form for forstyrrelse - er blandt de vig-
tigste årsager til kron-
dyret store skyhed og dets uvilje mod at opholde
sig uden for større skovbevoksninger i dagslys (Jeppesen 1987b) og der-
med også årsag til bestandens begrænsede udbredelse og størrelse. Her-
til kommer, at menneskelig tilstedeværelse og aktivitet i landskabet i
form af beboelse og vejanlæg også er blevet mistænkt for at have en ne-
gativ effekt på kron-
dyrenes tilstedeværelse i landskabet. Endelig kan lo-
kale forskelle i forekomsten også tænkes fortsat at være betinget af for-
skelle i afstanden til de oprindelige, faste bestande, hvorfra udvandrende
dyr nødvendigvis må rekrutteres.

Da ingen danske kron-
dyrbestande er begrænset af fødemangel i væsent-
lig grad, men primært reguleres gennem afskydning, er det rimeligt at
antage, at jagtudbyttet er en anvendelig indikator for den reelle bestand
(Forchhammer m.fl. 1998, Milner m.fl. 2006). Kron-
dyrbestande, som le-
ver i områder uden naturlige fjender, vil, hvis der ikke foretages afskyd-
ning, kunne vokse med mellem 14% om året (estimat for skotske kron-
dyrbestande med en naturlig "baggrunds dødelighed" på 3% per år:
Clutton-Brock & Albon 1989) og 16% om året (estimat for norske kron-
dyrbestande: Langvatn & Loison 1999).

Da den danske vildtudbyttestatistik har været opgjort på amtsniveau (ef-
ter 2006 på storkommuneniveau), er det under normale forhold ikke mu-
ligt at belyse lokale forskelle i jagtudbyttet på finere geografisk niveau.
Af samme grund har det heller ikke været muligt at analysere, hvorledes
forskelle i forekomst og bestandstætheder måtte hænge sammen med
forskelle i landskabssammensætning, befolkningstæthed og afstand til
"oprindelige" faste bestande. I jagtsæsonen 2001/02 blev der imidlertid
foretaget en særlig undersøgelse, hvor bl.a. alle jagttegnsløsere, som
havde indberettet udbytte af kronvildt, blev kontaktet med henblik på
indsamling af detaljerede oplysninger om jagten og udbyttet, herunder
en så præcis stedfæstelse af jagtlokaliteten som muligt (Asferg m.fl.
2004). På baggrund af dette materiale præsenteres i denne rapport resul-
taterne af en statistisk analyse af sammenhænge mellem jagtudbyttet
af kronvildt og en række parametre for landskabets sammensætning, ur-
baniseringsgrad og "historisk forekomst", dvs. afstand til områder med
"oprindelige" bestande af kronvildt, her defineret som områder med fa-
ste bestande før 1985 (Strandgaard 1967, Strandgaard & Simonsen, 1993).

2 Hypoteser

Jagtudbyttet benyttes som udtryk for den lokale bestandstæthed. I analysen undersøges, om jagtudbyttet i kvadrater på 10 x 10 km har en statistisk sammenhæng med henholdsvis 1) historisk forekomst, 2) habitat-sammensætning, 3) habitatstruktur og 4) urbaniseringsgrad/permanent menneskelig tilstedeværelse.

1. *Historisk forekomst, her defineret som de kvadrater, der husede faste bestande af kron dyr før 1985 (også omtalt som "kerneområder"):*

Da alle nutidige bestande har deres udspring i oprindelige, faste bestande, forventes det som udgangspunkt, at kvadrater, som husede faste bestande før 1985 (dvs. før de seneste 20 års bestandsvækst tog fart), også husede bestande i 2001/02. Det forventes, at jagtudbyttet af kron dyr i 2001/02 i de gamle kerneområder var på samme niveau eller højere end i resten af landet. Hvis den historiske effekt af det gamle udbredelsesområde var helt udlignet i jagtsæsonen 2001/02, skulle man forvente, at jagtudbyttet af kron dyr i det øvrige Jylland var på samme niveau som i kerneområderne, når der vel at mærke var taget højde for forskelle i habitatsammensætningen. Det er derfor undersøgt, om forekomst og bestandsniveau i et givet kvadrat afhænger af afstanden mellem det pågældende kvadrat og nærmeste kerneområdekvadrat. Analysens nul-hypotese er, at jagtudbyttet af kron dyr i et kvadrat ikke afhænger af afstanden til nærmeste kerneområdekvadrat.

2. *Habitatsammensætning, her defineret som areal af foretrukne naturtyper:*

Som alle andre dyr har kron dyr specifikke krav til levestedet, ikke mindst med hensyn til føderessourcer og skjul. Kron dyrets føde består af græs og urter såvel som blade, knopper og skud. Disse fødeemner findes både i skov, på heder og græs- og urtebevokset åbent land samt i det dyrkede land. Kron dyrene tilbringer de lyse timer skjult i skove og plantager. Større, uforstyrrede arealer med skov er ligefrem kendt som en betingelse for, at kron dyrene forbliver i et område (Strandgaard 1967). Som udgangspunkt forventes det derfor, at arealet af skov - og navnlig sammenhængende skov - samt potentielt fourageringsareal har en positiv effekt på forekomsten og tætheden af kron dyr. Analysens nul-hypotese er, at jagtudbyttet af kron dyr i et kvadrat ikke afhænger af arealet af disse habitattyper.

3. *Urbaniseringsgrad/permanent menneskelig tilstedeværelse:*

Kron dyr i jagede bestande er almindeligvis sky og undgår mennesker og områder, hvor mennesker færdes, fx nær bebyggelse og vej anlæg (fx Rowland m.fl. 2000, Roloff m.fl. 2001, Anderson m.fl. 2005). Høj befolkningskoncentration og dermed menneskelig tilstedeværelse i landskabet, som i denne analyse er udtrykt ved antallet af bygninger og længden af veje, kan derfor have en negativ effekt på forekomsten og tætheden af kron dyr i et givet område. Nul-hypotesen er, at et landskabs urbaniseringsgrad ikke har nogen betydning for kron dyrs forekomst eller tæthed.

4. *Habitatstruktur, her defineret som afstanden mellem foretrukne habitater og større, sammenhængende skovområder:*

Ud over at foretrukne habitater skal være til stede, har deres placering i landskabet betydning for, om de kan udnyttes. I denne analyse sigtes specifikt på betydningen af foretrukne habitaters beliggenhed i forhold til "retrætehabitater" i form af større, sammenhængende skovområder, hvor krondyrene tilbringer de lyse timer. Nulhypotesen er, at afstanden (her kategoriseret som 0-1, 1-2 eller >2 km) mellem foretrukne, åbne habitater og skove med et areal på mindst 5 km² ikke har nogen betydning for jagtudbyttet af krondyr i et givet område.

3 Materiale og metode

3.1 Datagrundlag

Data om den geografiske fordeling af kron dyr nedlagt under ordinær jagt på den fri vildtbane i jagtsæsonen 2001/02 stammer fra svar på spørgebrev udsendt til alle jægere, som havde indberettet udbytte af kronvildt i den pågældende jagtsæson. Detaljer om denne spørgebrevsundersøgelse, inkl. databehandling og resultater, er afrapporteret i Asferg m.fl. (2004).

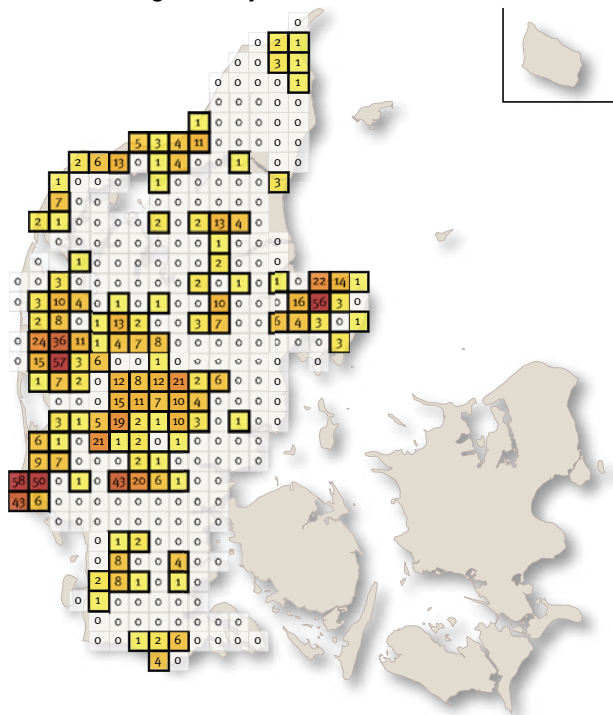
Til denne specifikke analyse blev i første omgang udvalgt alle nedlagte kron dyr, som kunne stedfæstes med en nøjagtighed på mindst ± 5 km, og som derfor med rimelig præcision kunne placeres i et kvadratnet med en opløsning på 10 x 10 km. Ud over de fornødne hensyn til præcisionen i jægerens angivelse af nedlæggelseslokaliteterne, må en rumlig opløsning 100 km² betegnes som en passende skala til analyser af kron dyrs overordnede fordeling i landskabet, da dette areal er mellem 3 og 40 gange større end det areal, de fleste kron dyr bruger på årsbasis (Jeppesen 1987b, Kamler m.fl. 2008, C.R. Olesen, upubl. data).

Ud af de i alt 385 10x10 km kvadrater, der dækker Jylland, blev der udvalgt 325 kvadrater (Fig. 2), som indeholdt mere end 30 km² landoverflade. Blandt disse blev dog udeladt to kvadrater, som dækker det indhegnede område i Lille Vildmose, og et kvadrat, som omfattede det centrale Ålborg og Nørresundby og var delt diagonalt af Limfjorden. Kvadrater med mindre end 30 km² landoverflade blev til dels fra valgt, fordi de alene i kraft af deres beskedne landareal må antages at have et forholdsvis ringere potentiale for at huse kron dyr midlertidigt eller permanent, men også fordi der i vid udstrækning var tale om geografisk isolerede landområder som kyststriber, næs, tanger og småøer. Alle 322 kvadrater, som blev udvalgt til analysen, var derfor helt overvejende kendetegnet af et betydeligt landareal med god forbindelse til et eller flere nabokvadrater.

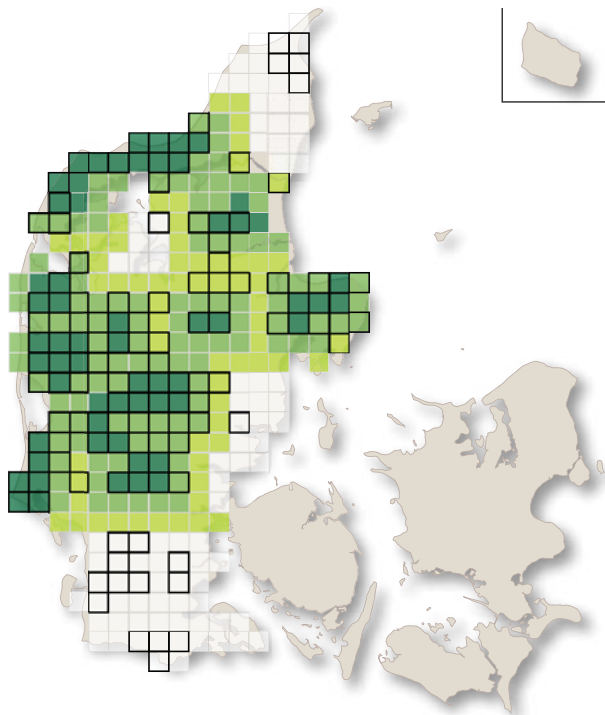
For hvert kvadrat estimeredes værdierne af en række landskabsvariable, som kunne tænkes at have indflydelse på jagtudbyttet af kron dyr (Tabel 1). Disse kunne opdeles i fire hovedtyper svarende til de fire hovedhypoteser til forklaring af variationen i lokal forekomst og tæthed:

- A. Afstand til historiske forekomster af kron dyr, her defineret som kvadrater, hvor faste bestande forekom før 1985.
- B. Arealet af forskellige habitattyper af potentiel vigtighed for kron dyr (skov, udyrkede områder bevokset med græs, lyng eller urter, dyrkede arealer osv.).
- C. Variable forbundet med menneskelig tilstedeværelse, aktivitet og forstyrrelse, herunder bebygget areal og længden af veje.
- D. Afstand mellem potentielt vigtige habitattyper (se B) og større, sammenhængende skovområder (over 5 km²).

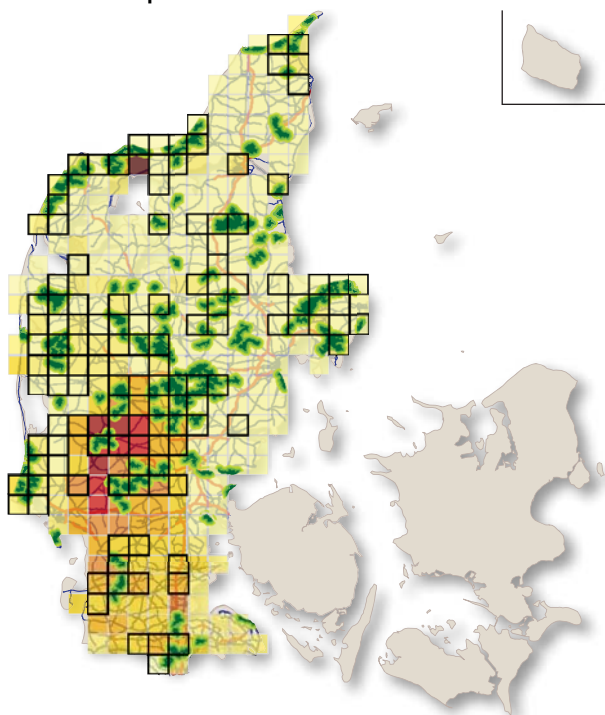
A: Antal nedlagte kronstyr



B: Kerneområdestatus



C: Landskabsparametre



Figur 2. Datamaterialets opdeling på de 322 10 x 10 km kvadrater, der indgår i analysen. A: Antallet af nedlagte kronstyr per kvadrat i jagtsæsonen 2001/02 med en stedangivelse med højst 5 km usikkerhed. B: Kvadraternes "kerneområdestatus" defineret som afstand til nærmeste kvadrat med fast bestand før 1985: Mørkegrøn: kerneområdekvadrat med fast bestand før 1985; lysere grøn: kvadrater, som støder op til kerneområdekvadrater; lyseste grøn: kvadrat beliggende 10-20 km fra nærmeste kerneområde; hvid: kvadrat beliggende mere end 20 km fra nærmeste kerneområde. C: Landskabsparametre af betydning for kronsturs forekomst: kvadraternes grundfarve angiver kvadratets samlede areal dækket af hede, eng og græs uden for omdrift (jo mørkere farve, jo større areal); de mørkegrønne polygoner angiver skovområder med en samlet udstrækning på mindst 5 km² og bufferzoner inden for 1 og 2 km derfra (lysere grøn); dyblå linjer angiver mindst 6 m brede veje og røde linjer angiver motorveje.

Historiske forekomster af faste kron dyrbestande på den frie vildtbane blev defineret som områder indtegnet på Fig. 1 i Strandgaard (1967) og Fig. 1 i Strandgaard & Simonsen (1993). I disse "gamle" kerneområder (Fig. 2) har der syd for Limfjorden været faste bestande af kron dyr før 1965 og nord for Limfjorden siden 1985, dvs. mere end 15 år før data til denne undersøgelse blev indsamlet. Det skal pointeres, at der ikke ligger en egentlig kortlægning bag de nævnte figurer i hhv. Strandgaard (1967) og Strandgaard & Simonsen (1993), så specielt i nogle af randområderne af den "historiske" udbredelse og de nærmeste naboer, vil kategoriseringen af kvadraterne være behæftet med en vis usikkerhed.

Ud over de kvadrater, som indeholdt arealer med faste kron dyrbestande før 1985 (a: 0 km fra bestand før 1985: "kerneområde-kvadrater"), blev der også kodet for, om et kvadrat var nabo til et kvadrat med faste kron dyrbestande før 1985 (b: 0-10 km fra bestand før 1985), nabo til et nabo-kvadrat til kvadrat med bestand før 1985 (c: 10-20 km fra kerneområde) eller længere borte fra kvadrater med fast kron dyrbestande før 1985.

Mængden af potentielt egnet kron dyrhabitat i de enkelte kvadrater blev ekstraheret fra et Geografisk Informationssystem (GIS; software: ArcGIS, ESRI). Som datagrundlag er anvendt habitatklassifikationssystemerne Land Cover Map (LCM), som indgår i Danmarks Miljøundersøgelser Areal Informations System (AIS) og vektorbaseret information fra GIS-databaserne TOP10DK og D200. Komplet information om AIS-systemet kan findes på:

http://www.dmu.dk/Udgivelser/Kort_og_Geodata/AIS/AIS_metadata

AIS-LCM information består i rasterbaserede kortgrundlag (25 x 25 m opløsning), hvor habitattyperne er klassificeret på grundlag af satellitfotos (Landsat Thematic Mapper) optaget i perioden 1992-1997, dvs. 4-9 år inden jagtsæsonen 2001/02.

LCM-klassifikationen inddeler hele Danmarks overflade i 12 habitatkategorier. Dette klassifikationssystem har en relativ grov inddeling af træ- og buskbevoksede naturtyper. Til gengæld er denne klassifikation meget pålidelig, idet den satellitfotobaserede information er blevet grundigt valideret gennem krydskontrol af vegetationen på landjorden. Med henblik på de aktuelle statistiske analyser, hvor landskabet skulle betragtes med "kron dyrøjne", blev de 12 kategorier i AIS-systemet kondenseret yderligere til 5 typer (Tabel 1): trævegetation, udyrkede områder bevokset med græs, hede eller urtevegetation, permanent kort græsvegetation (afgræssede områder, plæner m.v.), områder i omdrift (landbrugsjord under plov) og områder helt uden vegetation (høj bebyggelse, nøgen sandflade osv.).

Til disse habitatkategorier knyttede sig på forhånd særlig interesse til områder, der repræsenterer habitat med dækning/beskyttelse i de lyse timer (skov) og umiddelbart tilgængelige føderessourcer i døgnets mørke timer (udyrkede områder med græs og lyng samt til dels skov). Landbrugsarealer, som enten var afgræsset eller dyrket, vurderedes på forhånd også at kunne have en mulig positiv betydning.

Tabel 1. Oversigt over de landskabsfaktorer, som blev forsøgt anvendt til at beskrive variationen i antallet af nedlagte krondyr mellem kvadrater på 10x10 km i Jylland i jagtsæsonen 2001/02. DF angiver antallet af frihedsgrader, som informationer "koster" for de statistiske modeller, de måtte indgå i; type angiver, om en variabel er kategorisk (kat.) eller kontinuert (kovariat, kov.).

Variabelnavn	DF/type	Beskrivelse
<i>A. Historisk forekomst, dvs. faktorer, som beskriver afstand til nærmeste kvadrat med fast bestand før 1985</i>		
Hist-4	3 / kat.	Kategorier for afstand fra kvadrat til nærmeste kvadrat med fast krondyrbestand før 1985. A: Kerneområde, dvs. kvadrat med fast bestand før 1985. B: Nabokvadrat til kerneområde, dvs. 0-10 km til kerneområde. C: 10-20 km til kerneområde. D: > 20 km til kerneområde.
Hist-3	2 / kat.	Som Hist-4, men med kategori C og D slået sammen til én kategori, dvs. afstand til kerneområde >10 km.
Hist-2	1 / kat.	Hist-3 reduceret yderligere, så der kun skelnes mellem kerneområder og ikke-kerneområder.
<i>B. Habitatsammensætning, dvs. faktorer, som beskriver arealer af potentiel betydning for krondyr</i>		
Areal	1 / kov.	Kvadratets samlede landareal (fra 30 til 100 km ²).
EH	1 / kov.	Areal dækket af eng og hede: Udyrkede, lysåbne områder bevokset med græs, lyng eller urtevegetation, dvs. AIS-LCM-klasserne 5 (græsbevokset hede), 8 (engområde som årligt oversvømmes), 10 (busk- og græsbevokset hedeområde: tørre områder med græs, lyngvækster, enebær), og 11 (buskbevokset hedeområde: tørre områder med lyngvækster).
OM	1 / kov.	Areal i omdrift: Arealer med sæsonbestemt arealdække (fortrinsvis landbrugsjord), dvs. AIS-LCM-klassen 18.
AG	1 / kov.	Afgræsset areal: Permanent kort græs (slået/afgræsset), dvs. AIS-LCM-klassen 7.
UB	1 / kov.	Ubevokset areal: Ubevokset flade (inkl. byområder), dvs. AIS-LCM-klassen 3.
SK	1 / kov.	Skov/træbevoksede arealer: AIS-LCM-klasserne 14 (busk- og skovområde), 15 (løvskov) og 16 (nåleskov).
SK5km ²	1 / kov.	Areal, som indgår i et sammenhængende område på mindst 5 km ² med skovstatus; defineret som polygon med skovstatus i GIS-temaet D200.
SK5km ² kat	1/ kat.	Indikatorvariabel, der angiver, om der i kvadratet fandtes skov, som sammen med skov i et nabokvadrat udgjorde mindst 5 km ² sammenhængende skov.
<i>C. Urbaniseringsgrad/permanent menneskelig tilstedeværelse, dvs. faktorer, som på forskellig måde kan tænkes at være udtryk for permanent menneskelig tilstedeværelse og aktivitet</i>		
BYG_N	1 / kov.	Samlede antal bygninger; data fra GIS-databasen Top10DK.
BYG_A	1 / kov.	Det samlede areal med bebyggelse: Arealer dækket af lav bebyggelse, høj bebyggelse og industriområder; data fra GIS-databasen Top10DK.
Vej_3-6m	1 / kov.	Den samlede længde af veje på 3-6 m's bredde (biveje, villaveje etc.); data fra GIS-databasen Top10DK.
Vej_6m	1 / kov.	Den samlede længde af alle veje bredere end 6 m; data fra GIS-databasen Top10DK.
<i>D. Habitatstruktur, dvs. afstand fra foretrukne habitater (EH, OM, AG og SK) til skove over 5 km²</i>		
*_1km	1 / kov.	Areal af habitatklassen * (Areal, EH, OM, AG eller SK) beliggende mindre end 1 km fra skovpolygon med et areal på mindst 5 km ² .
*_1km-	1 / kov.	Areal af habitatklassen * beliggende mere end 1 km fra skovpolygon med et areal på mindst 5 km ² .
*_1-2km	1 / kov.	Areal af habitatklassen * beliggende mellem 1 og 2 km fra skovpolygon med et areal på mindst 5 km ² .
*_2km	1 / kov.	Areal af habitatklassen * beliggende mindre end 2 km fra skovpolygon med et areal på mindst 5 km ² .
*_2-km	1 / kov.	Areal af habitatklassen * beliggende mere end 2 km fra skovpolygon med et areal på mindst 5 km ² .

For nærmere at belyse betydningen af sammenhængende skov for forekomsten og tætheden af kron dyr kvantificeredes endvidere arealet af større, sammenhængende skovområder på mindst 5 km². Som datagrundlag anvendtes skovtemaet i GIS-laget D200. For det enkelte kvadrat blev der endvidere kodet for, om der fandtes skov, som sammen med skov i et nabokvadrat udgjorde mindst 5 km² sammenhængende skov.

Da større, sammenhængende skove endvidere kunne tænkes at udgøre dagkvarterer for kron dyr, som i døgnets mørke timer kunne søge føde på tilstødende arealer, kvantificeredes også arealet af ovennævnte habitattyper inden for en afstand af henholdsvis 1 og 2 km fra større skove, dvs. den afstand kron dyr i løbet af en nat kan forventes at bevæge sig bort fra kendte, sikre skovområder for at søge føde.

Det bebyggede areal og antallet af bygninger blev brugt som udtryk for et kvadrats generelle befolkningstæthed, idet disse variable er tæt korreleret med antallet af folkeregisteradresser. Længden af veje af henholdsvis 3-6 og mere end 6 m's bredde blev benyttet som udtryk for et områdes trafikbelastning.

3.2 Statistisk modellering

Da forskelle i bestandstætheder typisk beror på en række samvirkende faktorer, er analyserne baseret på statistiske modeller med multiple effekter, dvs. hvor man i den samme statistiske ligning tager højde for flere betydende effekter på samme tid. Denne fremgangsmåde har den meget store fordel, at man ved analysen af de enkelte effekter (fx længden af veje) kan rense eller korrigere for de øvrige indvirkende effekter (fx arealet af skov), som kan være koblet med den effekt, man ønsker at undersøge (fx hvis der gennemgående er færre veje i områder med megen skov).

I analyserne blev antallet af nedlagte kron dyr i de enkelte 10 x 10 km kvadrater betragtet som statistisk uafhængige observationer. Antallet af kron dyr nedlagt per kvadrat blev brugt som den afhængige variabel (responsvariabel), der ønskedes beskrevet ud fra variationen mellem kvadraterne i de forskellige uafhængige landskabsparametre (forklaringsvariable).

Variationen i den rumlige fordeling af nedlagte kron dyr i Jylland blev analyseret i to trin. Den første analyse fokuserede på kron dyrenes forekomst/udbredelse, mens den anden fokuserede på bestandens tæthed. I den første analyse blev der således på grundlag af landskabsfaktorerne i Tabel 1 opstillet en række modeller til beregning af sandsynligheden for, om der i et givet kvadrat blev nedlagt kron dyr eller ej. Derefter blev der opstillet modeller for, hvor mange kron dyr, der blev nedlagt i de kvadrater, hvorfra der var blevet indrapporteret mindst ét nedlagt kron dyr.

Samtlige statistiske analyser blev udført i SAS 9.13 / SAS Enterprise Guide 4.0 (SAS Inst., Carey, USA).

Til den første type analyse (forekomst) anvendtes logistisk regression, idet responsvariablen havde en binær karakter, dvs. om der var nedlagt

kronstyr i kvadratet eller ej. Dette blev analyseret ved hjælp af en generaliseret lineær model (PROC LOGISTIC og PROC GENMOD i SAS) med en logit-link funktion og binomialfordelte residualer.

For de kvadrater, hvor der var rapporteret om mindst ét nedlagt kronstyr, blev antallet af nedlagte dyr modelleret med en generaliseret lineær model (PROC GENMOD i SAS) med en log-link funktion og negativt binomialfordelte residualer. Ved at benytte et negativt binomialfordelt residualled modvirkedes den potentielt skadelige effekt af, at fordelingen af den afhængige variabel var stærkt klumpet, dvs. der var nogle få kvadrater med et meget højt antal nedlagte dyr (indtil 58) og et stort antal kvadrater med ganske få nedlagte dyr.

Til grund for valg af den model, som bedst beskrev variationen i landskabsparametrene i Tabel 1, benyttedes Akaike's informationskriterium (AIC) (Akaike 1974, Burnham & Anderson 2002).

De forskellige sæt af mulige, forklarende variable blev testet og inkluderet i modellerne efter følgende hierarkiske mønster:

- A. Historisk forekomst i kvadratet (samt totalt landareal).
- B. Habitatsammensætning, dvs. fordeling af forskellige ressourcehabitater (areal af skov, areal af sammenhængende skov på mindst 5 km², heder/enge osv.).
- C. Urbaniseringsgrad, dvs. indikatorer på graden af permanent menneskelig tilstedeværelse (antallet af bygninger, det bebyggede areal, længden af større og mindre veje).
- D. Habitatstruktur, dvs. afstanden fra ressourcehabitater til nærmeste sammenhængende skov på mindst 5 km² (samt bufferzoner på 0-1, 1-2, > 2 km).

Udvælgelsesproceduren var således, at den mest kvalificerede model fra runde A (dvs. den med laveste AIC-værdi og højeste AIC-vægt), gik videre til runde B, hvor de ny effekter fra denne runde blev bygget på den allerede eksisterende model. Ved denne fremgangsmåde blev der således taget højde for den historisk betingede kerneområdeeffekt før effekten af habitatsammensætning, som der igen blev taget højde for før effekten af landskabets urbaniseringsgrad og til sidst landskabets struktur.

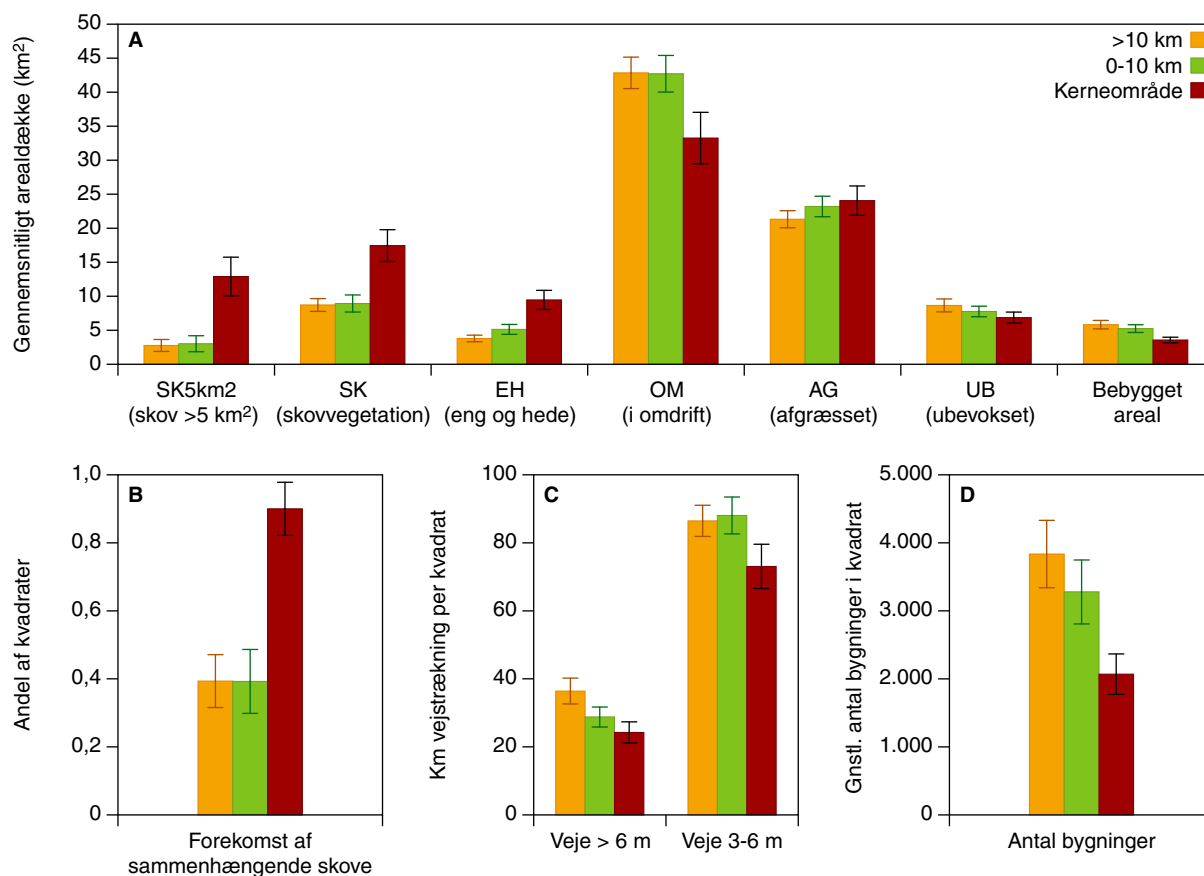
Modellernes grad af linearitet blev vurderet løbende. Der kunne ikke påvises gennemgående forskelle mellem modeller baseret på henholdsvis ikke-transformerede eller log-transformerede forklaringsvariable med hensyn til forudsagte værdier, effekters signifikans eller modellerens overordnede forklaringsgrad. Vi har derfor for nemheds skyld valgt at basere alle analyser på modeller bestående af ikke-transformerede forklaringsvariable.

4 Resultater

4.1 Forskelle i fordelingen af landskabsparametre mellem kerneområder og det øvrige Jylland

For at udrede den statistiske kobling mellem landskabets sammensætning og forekomsten af kerneområder vil det indledningsvist være på sin plads at sammenligne de landskaber, hvor kronvildt har stået siden "gammel tid", med det øvrige Jylland.

De i alt 60 kerneområdekvadrater, hvori der stod faste bestande af kronvildt før 1985, adskiller sig fra det øvrige Jylland ved i gennemsnit at være dækket af dobbelt så store arealer med åbne, udyrkede områder og skov og fire gange så store arealer dækket med større, sammenhængende skovområder (Fig. 3).



Figur 3. Gennemsnitlig repræsentation (95% sikkerhedsgrænser) af forskellige landskabsparametre i 322 10 x 10 km kvadrater i Jylland med mere end 30 km² landareal. Estimater er givet for kvadrater med faste bestande af kronvildt før 1985 (kerneområder, n = 60), kvadrater som lå op mod kvadrater med kerneområdestatus (0-10 km fra kerneområde, n = 107), samt kvadrater, der befandt sig over 10 km fra et kvadrat med kerneområdestatus (n = 155). For nærmere beskrivelse af de enkelte landskabsparametre, se Tabel 1.

Mens kun omtrent 40% af kvadraterne uden for kerneområderne overlapper med skovområder på mere end 5 km² samlet udstrækning, gør det samme sig gældende for hele 90% af kerneområde-kvadraterne. Til gengæld har kerneområdekvadraterne gennemsnitligt et mindre dyrket areal, mindre bebygget areal og færre bygninger samt lidt mindre tæthed af såvel biveje som hovedveje. Med andre ord har fritstående kronvildt oprindeligt været mest udbredt i tyndtbefolkede egne med forholdsvis meget sammenhængende skov og udyrkede områder og lav grad af landbrugsudnyttelse.

4.2 Betydende faktorer for variation i forekomsten af kronstyr

Der blev nedlagt kronstyr i 124 (39%) af de 322 kvadrater, som indgik i analysen. I den endelige model kunne i alt 37% af variationen i sandsynligheden for, at der i et givet kvadrat var blevet skudt kronstyr, forklares ud fra positive effekter af historisk udbredelse, forekomst af skov og udyrkede, åbne områder dækket med græs eller lyng samt en negativ effekt af forekomst af bygninger (Tabel 2).

Tabel 2. De fire variable, der tilsammen giver den bedste beskrivelse af variationen i, hvorvidt der i 322 10x10 km kvadrater blev rapporteret om nedlagte kronstyr i jagtsæsonen 2001/02. Sandsynligheden for, at en forklaringsvariabels effekt alene skulle skyldes tilfældigheder, er angivet som p, testet vha. statistik baseret på χ^2 -fordelingen. R² er et mål for, hvor stor en del af variationen i forekomst af rapporterede, skudte kronstyr, der kan forklares ud fra modellerne, og ΔR^2 angiver, hvor meget af den samlede variation, der kan relateres til tilføjes af hver enkelt variabel til de ovenstående variable. Historisk forekomst angiver 3 afstandskategorier til områder med faste bestande omkring 1960 (0, 0-10 km, > 10 km). Areal af større skove angiver arealet i kvadratet som dækkes af skov som er en del af et samlet, kontinuert skovområde på over 5 km². Udyrket åbent land er arealet dækket af hede og græsområder som ikke er afgræsset. Antal bygninger angiver antallet af selvstændige bygninger i kvadratet.

Forklarende variabel		DF	Univariate effekter (Log-likelihood-test)			Type-1 additive effekter (Log-likelihood-test)				Type-3 effekter (Wald-statistik)	
Beskrivelse	Akronym		χ^2	p	R ²	χ^2	p	R ²	ΔR^2	χ^2	p
Forekomst før 1985	Hist-3	2	91.3	<0.0001	25%	91.3	<0.0001	25%	25%	18.8	<0.0001
Areal af skov > 5km ²	SK5km ²	1	62.7	<0.0001	18%	21.3	<0.0001	30%	5%	13.0	0.0003
Udyrket, åbent areal	EH	1	88.6	<0.0001	24%	31.5	<0.0001	36%	6%	23.0	<0.0001
Antal bygninger	BYG_N	1	29.7	<0.0001	9%	6.1	0.014	37%	1%	5.1	0.024

En indledende modelselektion (Tabel 3, A) viste ikke overraskende, at kronstyrets udbredelse før 1985 forklarede en betydelig del af variationen i forekomsten af nedlagte kronstyr i jagtsæsonen 2001/02. Endvidere var der nogen evidens for en positiv effekt af kvadratets landareal.

Blandt de tre kategoriseringstyper med hensyn til afstand til nærmeste kerneområde havde den simpleste inddeling (Hist-2: kerneområdekvadrat eller ikke-kerneområdekvadrat; Tabel 1) væsentlig svagere støtte i data end de to øvrige, som blev rangeret omtrent lige. Den simpleste af de to mere komplekse modeller (Hist-3: kerneområdekvadrat, nabo til kerneområdekvadrat og øvrige kvadrater) blev derfor valgt til at afspejle effekter af den historiske udbredelse i de efterfølgende analyser. Ud over at Hist-3 var mindre kompleks end Hist-4 (kerneområde, nabo til kvadrat med kerneområde, 10-20 km fra kerneområde og >20 km fra kerneområde), havde den også marginalt mere støtte i data end Hist-4.

I den efterfølgende procedure, hvor de additive effekter af habitatsammensætning blev afprøvet (Tabel 3, B), var det tydeligt, at arealet af

udyrkede, åbne områder dækket af græs eller hede samt arealet af skov havde en klar positiv effekt på sandsynligheden for, at der i et givet kvadrat var nedlagt kron dyr. Der var tydelig evidens for, at disse habitatvariable hver for sig havde en klar effekt på variationen i forekomsten af kron dyr (Tabel 2). Blandt de forskellige mål for skovdække var det arealet af skov, som indgik i et sammenhængende skovareal på mindst 5 km², der gav den bedste overensstemmelse med data. Forskellene i AIC-vægte på modeller, hvori forskellige skovdækkevariable indgik, var dog så begrænsede, at man ikke med fuldstændig sikkerhed kunne udpege én skovdækkevariabel som væsentligt vigtigere end en anden (Tabel 3, B).

Da de mulige effekter af menneskelig tilstedeværelse (bebygget areal, antal bygninger samlet længde af vejstrækninger) blev føjet til den statistiske model, viste der sig at være en negativ effekt af menneskelig beboelse udtrykt ved det bebyggede areal og antallet af bygninger (Tabel 3, C). Af disse to variable gav antallet af bygninger en marginalt bedre beskrivelse af data end det beboede areal. Derimod var der ingen påviselige effekter af den samlede længde af veje på sandsynligheden for forekomst af kron dyr i et kvadrat (Tabel 3, C).

I analysens sidste trin blev effekten af de forskellige ressourcehabitaters afstand til nærmeste skov større end 5 km² undersøgt. Det viste sig, at den positive effekt af udyrkede, åbne områder ikke afhang af afstanden til større, sammenhængende skovområder, idet den model, som ikke tog hensyn til afstanden fra større, sammenhængende skove, havde bedre støtte i data end de modeller, som tog hensyn til afstanden (Tabel 2, Tabel 3 D).

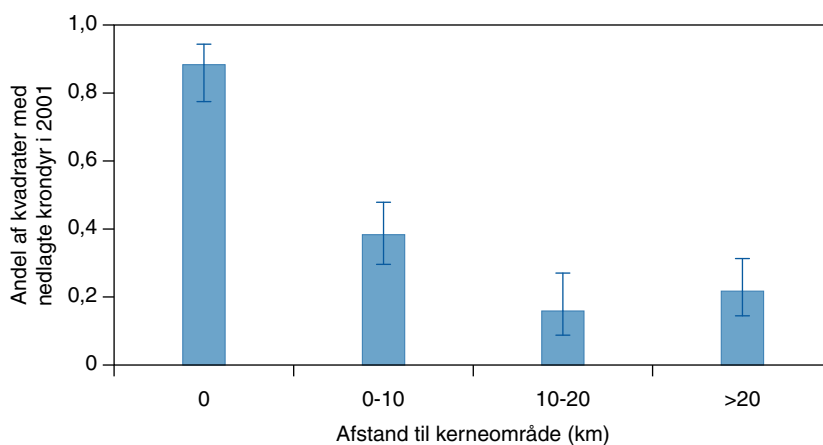
I den endelige model blev der fundet en markant statistisk kobling mellem effekten af den historiske udbredelse og de tre øvrige forklarende variable. Dette kan skyldes, at områder med oprindelige bestande i gennemsnit var tyndere befolket og i højere grad dækket af udyrkede, åbne områder og skov (Fig. 3). Hvis der analyseres separat for henholdsvis kerneområdekvadrater og det øvrige Jylland, består de signifikante effekter af alle landskabsvariable dog for de kvadrater, som ikke husede kron dyrbestande før 1985 (samlet R² for effekter af SK5km², EH og BYG_N: 28%). Derimod kunne ingen af disse tre variable forklare signifikante forskelle i forekomst af kron dyr mellem de 60 kerneområdekvadrater. Dette kan dog forklares med, at der blev nedlagt kron dyr i 89% af alle kerne-områdekvadrater, så variationen i responsvariablen (dvs. om der blev nedlagt kron dyr i et kvadrat eller ej) var særdeles beskeden.

Tabel 3. Alternative statistiske modeller til at beskrive variation i forekomst (dvs. om der er nedlagt kronstyr i kvadratet i jagtsæsonen 2001/02 eller ej) i 322 10 x 10 km kvadrater med mindst 30 km² landareal i Jylland. Den model, som bedst beskriver variationen i data under hensyntagen til antallet af parametre, har den laveste AIC-værdi ($AIC = -2LL - 2k$, hvor k er antallet af parametre som beskriver modellen). En forskel i AIC-værdi i forhold til den bedst beskrivende model (ΔAIC) på over 2 indikerer god evidens for, at en given model er mindre egnet til at beskrive variationen i data, og forskelle på over 7, at den bedste model uden tvivl er den bedste til at beskrive variationen i data. De forskellige modellens relative egnethed til at beskrive data (sandsynligheden for at den pågældende model ud af samtlige kandidatmodeller er den bedst egnede til at beskrive variationen i data) er udtrykt ved, w_i . R^2 angiver hvor stor en andel af variationen i forekomst af nedlagte kronstyr, der forklares af modellens parametre. Grupperne A-D angiver fire efterfølgende sæt af kandidatmodeller, som repræsenterer den på forhånd bestemte rækkefølge, hvormed forskellige typer af effekter skulle afprøves. Inden for hver gruppe er de forskellige kandidatmodeller rangeret efter egnethed, med den bedste model stående øverst. Den bedste model fra foregående gruppe danner så udgangspunkt for modelvalget i den efterfølgende gruppe, hvor den er angivet med fed skrifttype. For beskrivelse af de enkelte variable, se Tabel 1. Af pladshensyn er en del kandidatmodeller uden støtte i data ($w_i < 0.5\%$) ikke vist i tabellen.

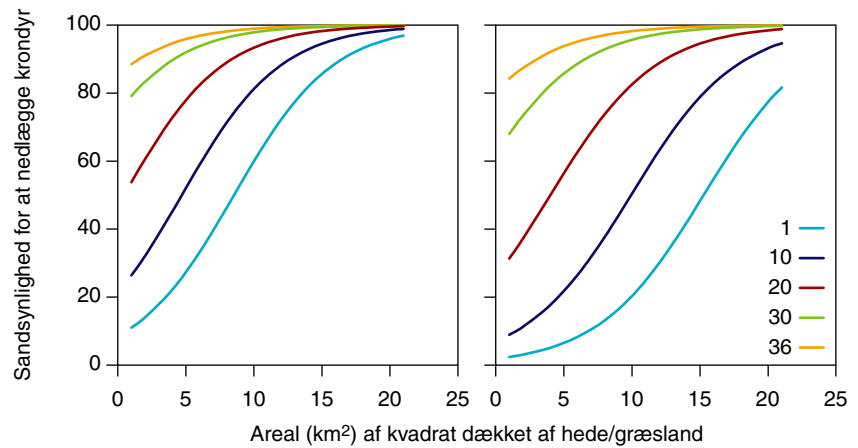
A) historisk forekomst (inkl. generelt flademål)	k	-2LL	AIC	ΔAIC	w_i	R^2
Hist-3	3	338.0	344	0.0	32%	25%
Areal + Hist-3	4	336.1	344.1	0.1	30%	25%
Areal + Hist-4	5	334.9	344.9	0.9	20%	25%
Hist-4	4	337.1	345.1	1.2	18%	25%
Areal + Hist-2	3	347.0	353.0	9.0	0%	23%
Hist-2	2	349.4	353.4	9.4	0%	22%
Areal	2	424.9	428.9	84.9	0%	2%
Ingen effekter	1	430.2	432.2	88.2	0%	0%
B) historisk forekomst + habitat	k	-2LL	AIC	ΔAIC	w_i	R^2
Hist-3 + EH + SK5km ²	5	285.3	295.3	0.0	36%	36%
Hist-3 + EH + SK	4	285.9	295.9	0.6	26%	36%
Hist-3 + SK5km ² _01 + EH + SK	6	284.3	296.3	1.0	22%	36%
Hist-3 + EH + SK5km ² + Hist-3*EH	6	284.3	298.3	3.0	8%	36%
Hist-3 + EH + SK5km ² + Hist-3*SK5km ²	6	284.4	298.4	3.1	8%	36%
Hist-3 + EH	4	300.1	308.1	12.8	0%	33%
EH + SK5km ²	2	308.2	314.2	18.9	0%	31%
Hist-3 + SK5km ²	4	316.7	324.7	29.5	0%	29%
Hist-3 + SK5km ² _01	4	323.8	331.8	36.5	0%	28%
Hist-3	3	338.0	344.0	48.7	0%	25%
C) historisk forekomst + habitat + befolkning	k	-2LL	AIC	ΔAIC	w_i	R^2
Hist-3 + EH + SK5km ² + BYG_n	6	279.2	291.2	0.0	39%	37%
Hist-3 + EH + SK5km ² + BYG_A	6	279.6	291.6	0.4	33%	37%
Hist-3 + EH + SK5km ² + BYG_n + BYG_A	7	279.2	293.2	2.0	15%	37%
Hist-3 + EH + SK5km ² + vej_6m	6	282.4	294.4	3.2	8%	37%
Hist-3 + EH + SK5km²	5	285.3	295.3	4.1	5%	36%
D) historisk forekomst + habitat + befolkning + habitatzonering	k	-2LL	AIC	ΔAIC	w_i	R^2
Hist-3 + EH + SK5km² + BYG_n	6	279.2	291.2	0.0	47%	37%
Hist-3 + EH + sk5km2 + BYG_n + Areal_-1km	7	277.8	291.8	0.6	34%	38%
Hist-3 + EH_1KM + EH_1-KM + SK5km ² + BYG_n	7	279.0	293.0	1.8	19%	39%
Hist-3 + EH_1KM + SK5km ² + BYG_n	6	297.1	309.1	17.9	0%	39%

I Jylland som helhed såvel som i de dele, hvor der var faste bestande af kron dyr før 1985, var sandsynligheden for forekomst af nedlagte kron dyr i jagtsæsonen 2001/02 således kraftig, positivt korreleret med arealet af skov og åbne, udyrkede områder generelt bevokset med græs, urter og lyng (Fig. 4). Den positive effekt af skov var betydelig mindre end effekten af udyrkede, åbne områder. Dette fremgår dels af, at variationen i sidstnævnte habitattype helt overordnet forklarede den største andel af variationen i forekomsten af kron dyr (Tabel 2, Tabel 3), såvel som at oddsene for, at der i et givet kvadrat blev nedlagt kron dyr, steg mere end dobbelt så meget for en given arealforøgelse af det udyrkede, åbne bevoksede areal end for en tilsvarende arealforøgelse af det skovdækkede areal (Tabel 3).

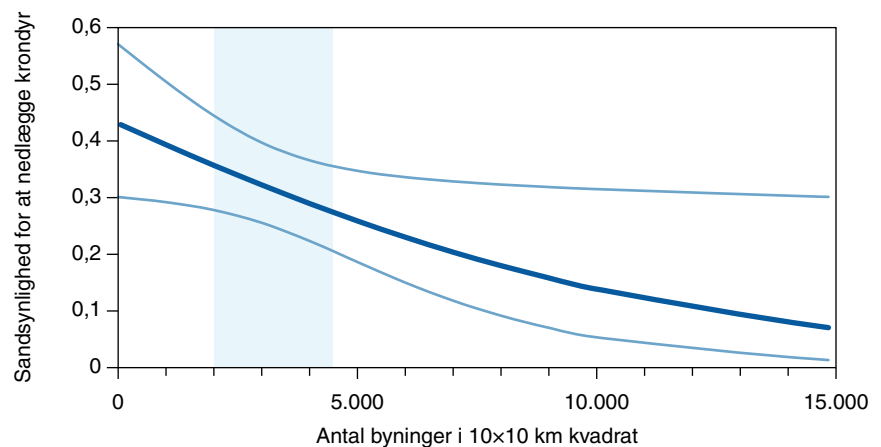
Figur 4. Andelen af 10x10 km kvadrater i Jylland, hvor der blev nedlagt mindst 1 kron dyr i 2001, relateret til historisk forekomst af kron dyr i selve kvadratet eller i tilstødende kvadrater (kerneområde = områder med faste bestande af kron dyr før 1985). De vertikale linjer angiver 95%-sikkerhedsintervaller omkring de estimerede hyppigheder. Da der ikke var statistisk belæg for forskelle mellem kvadrater beliggende 10-20 og >20 km fra tidligere kerneområder, blev disse to kategorier efterfølgende slået sammen.



Det præcise estimat af den negative effekt af antallet af bygninger på sandsynligheden for, at der var nedlagt kron dyr i et kvadrat, er behæftet med stor usikkerhed (Figur 5), da sammenhængen var ret svag og kun lige signifikant (Tabel 2). For et kvadrat uden for de områder, hvor kron dyr forekom før 1985, og hvor der var en repræsentativ forekomst af skov og udyrkede, åbne arealer, blev sandsynligheden for, at der var nedlagt kron dyr, omtrent halveret ved en stigning i antallet af bygninger fra 1.000 til 7.000. I halvdelen af alle kvadrater var antallet af bygninger dog under 2.685 (medianværdi), hvilket betyder, at den negative effekt af antallet af bygninger i de fleste kvadrater var meget beskeden i forhold til effekterne af tidligere udbredelse og forekomst af skov og eng/hede. Sagt med andre ord er den negative effekt af antallet af bygninger på sandsynligheden for, at der i et kvadrat blev nedlagt kron dyr, nok i langt overvejende grad forårsaget af et beskeden antal kvadrater med en stor koncentration af bebyggelse (store bycentre), hvor der ikke blev nedlagt kron dyr.



Figur 5. De forudsagte sammenhænge mellem sandsynligheden for, at der i jagtsæsonen 2001/02 blev nedlagt mindst 1 krondyr i et givet 10 x 10 km kvadrat i Jylland, som funktioner af kvadratets arealdække af skov og hede/græsland. Regressionslinier er vist for samtlige 322 kvadrater, som indgik i analysen, såvel som for de 262 kvadrater, hvor der ikke med sikkerhed forekom faste krondyrbestande før 1985.



Figur 6. Sandsynligheden for, at der blev nedlagt mindst 1 krondyr i et 10x10 km kvadrat i Jylland i jagtsæsonen 2001/02, som funktion af antallet bygninger i kvadratet. Estimatet er givet for et kvadrat, hvor der ikke var faste bestande af krondyr før 1985, med en samlet dækning på 5 km² af udyrket, åbent landskab bevokset med græs, urter og/eller lyng samt 5 km² sammenhængende skov (se tekst for definition af sammenhængende skov). De tynde linier angiver den øvre og nedre 95% -sikkerhedsgrænse for bestemmelse af estimatet. Den tonede zone angiver 25-75% fraktile-intervallet for antallet af bygninger per kvadrat (medianværdi: 2.685 bygninger). Kun 1% af alle kvadrater indeholdt mere end 15.000 bygninger

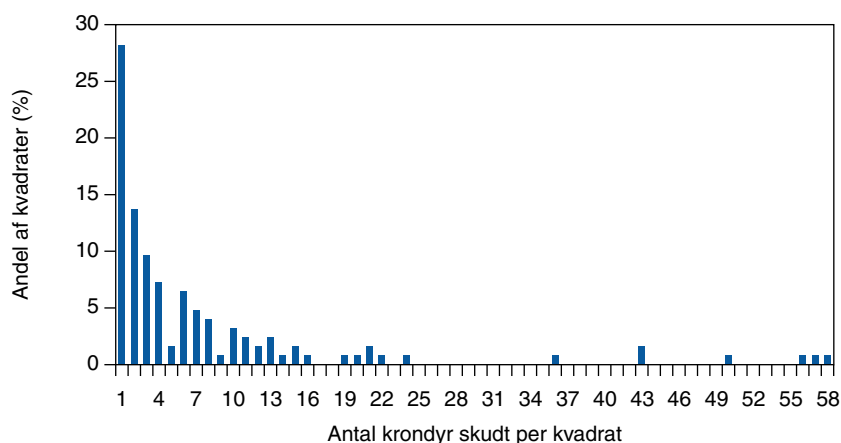
Tabel 4. Univariate og partielle effekter på forekomst af nedlagte krondyr i jagtsæsonen 2001/02 i 10x10 km kvadrater, hvor der forekom faste bestande før 1985 og i resten af Jylland. I ligningen for de logistiske regressionsudtryk, som beskriver variationen i sandsynlighed for forekomst af nedlagte krondyr i et givet kvadrat, $P(\text{krondyr nedlagt}) = \exp(\lambda)/(1 + \exp(\lambda))$, indgår parametrene B_x ($\lambda = B_0\{\text{konstant}\} + B_1[\text{SK5km}^2] + B_2[\text{EH}] + B_3[\text{BYG_n} \times 1000]$). R^2 angiver, hvor stor en del af variationen i forekomst af nedlagte krondyr, der kan forklares ud fra variationen i de enkelte variable og den samlede model. SK5km²: Areal (km²) dækket af skov, som indgår i sammenhængende skovområde på mindst 5km², EH: Areal (km²) dækket af udyrkede områder bevokset med græs, lyng eller urter, BYG_n: antal bygninger.

Parameter	DF	Kvadrater med forekomst før 1985 (n=60)								Øvrige kvadrater (n=262)							
		Univariate effekter				Samlet model (R ² = 13%)				Univariate effekter				Samlet model (R ² = 19%)			
		χ^2	p	R ²	B	SE(B)	χ^2	P	χ^2	p	R ²	B	SE(B)	χ^2	P		
Konstant	1				0.946							-1.929					
SK5km ²	1	4.03	0.04	6%	0.104	0.070	2.19	0.14	17.08	<0.0001	6%	0.090	0.028	10.10	0.002		
EH	1	4.03	0.04	6%	0.130	0.126	1.07	0.30	40.02	<0.0001	14%	0.240	0.048	25.01	<0.0001		
BYG_n (x1000)	1	4.06	0.04	7%	-0.356	0.388	0.84	0.36	9.97	0.002	4%	-0.155	0.074	4.33	0.037		

4.3 Betydende faktorer for variation i tætheden af krondyr

De 956 nedlagte krondyr, som var registreret med en usikkerhed på højst 5 km, fordelte sig på tilsammen 124 kvadrater, svarende til i gennemsnit 7,7 dyr per kvadrat. Antallet af nedlagte krondyr var imidlertid meget skævt fordelt mellem kvadraterne, idet det laveste antal var 1 og det højeste 58 (Fig. 7). Dette illustreres yderligere af, at over halvdelen af alle rapporterede krondyr blev nedlagt i godt 10% (14) af de 124 kvadrater. Omvendt blev der i halvdelen af de kvadrater, hvor der overhovedet blev nedlagt krondyr, nedlagt tre dyr eller derunder.

Figur 7. Den procentvise fordeling på 124 10x10 km kvadrater i Jylland af nedlagte krondyr i jagtsæsonen 2001/02. Ud over de 124 her viste kvadrater, hvor der var nedlagt mindst ét krondyr, var der yderligere 198 kvadrater, hvorfra der ikke var blevet rapporteret om nedlagte krondyr.

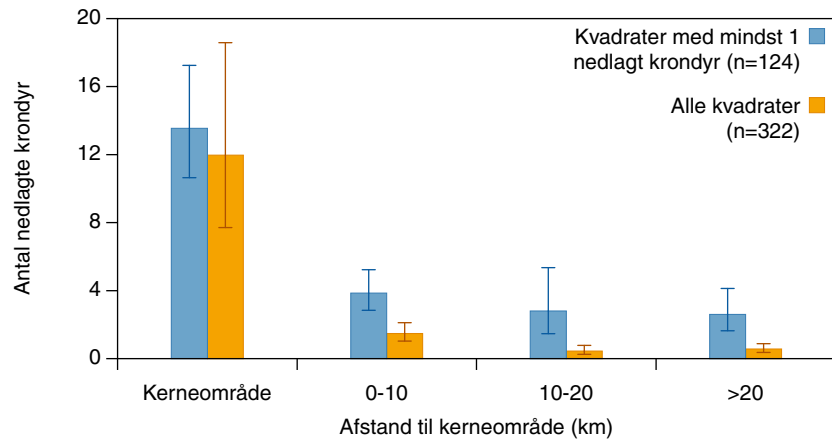


Den endelige, udvalgte model viste, at antallet af nedlagte krondyr var væsentligt højere i kerneområdekvadrater end i de øvrige kvadrater og var positivt korreleret med kvadraternes arealdække af sammenhængende skov samt det samlede areal beliggende inden for en afstand af 1 km fra sammenhængende skov (Tabel 5 og 6). Effekten af sidstnævnte variabel var faktisk så udtalt, at den overflødiggjorde effekten af det sammenhængende skovareal i den bedst forklarende model. Endelig var der en negativ sammenhæng mellem den samlede længde af veje og antallet af nedlagte krondyr i et kvadrat (Tabel 5 og 6).

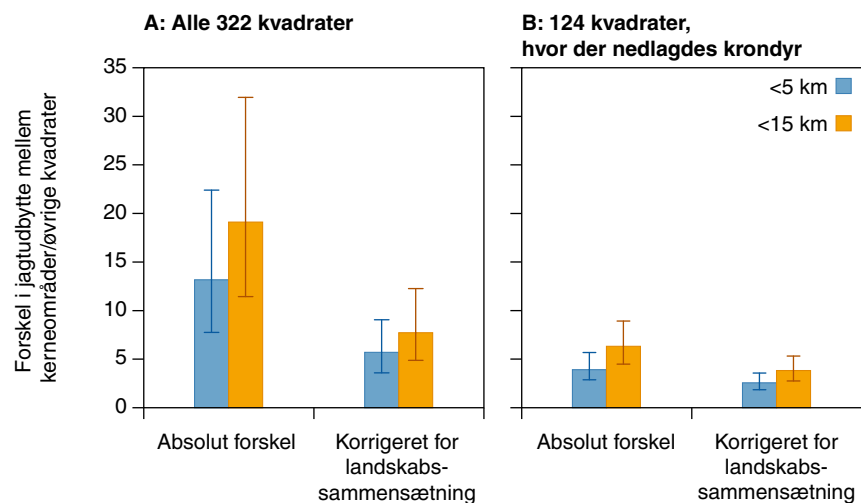
Tabel 5. Effekter af de 3-4 faktorer, som i sidste ende tilsammen bedst forklarede variationen i antallet af nedlagte krondyr i de 124 10x10 km kvadrater i Jylland, hvor der blev nedlagt krondyr i jagtsæsonen 2001/02. Hist-3 angiver 3 afstandskategorier til områder med faste bestande omkring 1985 (0 km, 0-10 km, >10 km). SK5km² angiver arealet i kvadratet, som dækkes af skov, der er en del af et samlet, kontinuert skovområde på mindst 5 km². Vej_6m angiver den samlede længde af veje i kvadratet bredere end 6 m. Areal_-1km angiver det samlede landareal i kvadratet, som lå inden for 1 km fra kontinuerte skovområde på over 5 km². Den statistiske signifikans af de forskellige variables indflydelse på antallet af krondyr er angivet som univariate effekter (uden at der er taget højde for de øvrige faktorer), Type-1 additive effekter (effekten af den pågældende variabel i en model, hvor de ovenstående variable er medtaget) samt Type-3 partielle effekter (effekten af den pågældende variabel i en model, der indeholder samtlige de i tabellen angivne variable: Da effekten af SK5km² viste sig overflødig, blev den fjernet fra den endelige model og er derfor angivet i parentes). DF angiver antal frihedsgrader og p sandsynligheden for, at den observerede indflydelse af den pågældende variabel kan tilskrives rene tilfældigheder.

	DF	Univariate effekter (Log-likelihood-test)		Type-1 additive effekter (Log-likelihood-test)			Type-3 effekter (Wald-statistik)	
		χ^2	p	2LL	χ^2	p	χ^2	p
konstant	1			2962.0				
Hist-3	2	56.1	<0.0001	3018.1	56.1	<0.0001	35.0	<0.0001
SK5km ²	1	43.2	<0.0001	3042.0	24.0	<0.0001	(0.6)	(0.44)
Vej_6m	1	17.6	<0.0001	3051.7	9.7	0.002	8.0	0.0048
Areal_-1km	1	53.2	<0.0001	3056.9	5.2	0.02	30.0	<0.0001

Jagtudbyttet var markant højere i kerneområdekvadraterne i end i de øvrige kvadrater (Fig. 8), idet der i kerneområdekvadrater gennemsnitligt blev nedlagt 3½ gange så mange krondyr som i de tilstødende kvadrater, og 5 gange så mange som i kvadrater, der lå mere end 10 km borte fra nærmeste kerneområder (Fig. 8). I Figur 9 er vist forskellene i jagtudbytte mellem kerneområdekvadrater og ikke-kerneområdekvadrater i totale tal såvel som efter korrektion for effekterne af landskabssammensætning. Af figuren fremgår det også, at forskellene i jagtudbytte mellem kerneområdekvadrater og ikke-kerneområdekvadrater forstærkedes yderligere, hvis analysen udvides til at omfatte 619 observationer, hvor nedlæggelseslokaliteten kun kunne stedfæstes med en sikkerhed inden for 5-15 km.

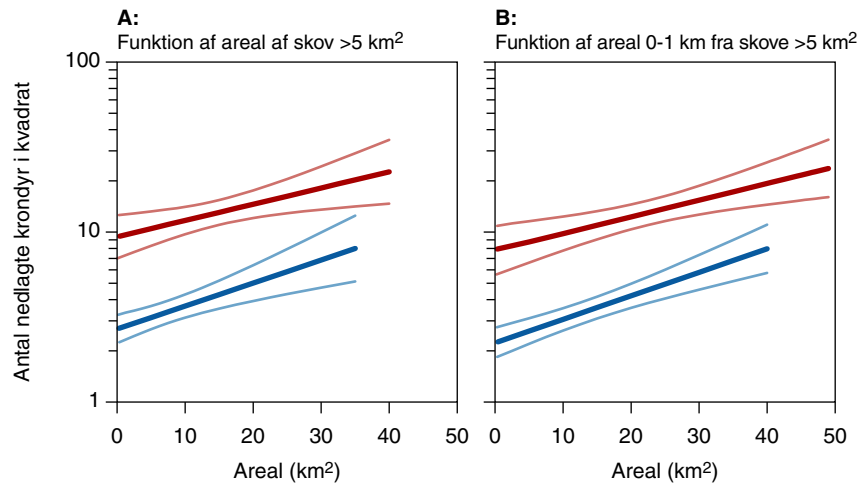


Figur 8. De gennemsnitlige (95% sikkerhedsgrænser) antal nedlagte kronkdyr i 10x10 km kvadrater i Jylland i jagtsæsonen 2001/02 set i forhold til de pågældende kvadraters afstand til kerneområder, dvs. områder hvor der fandtes faste kronkdyrbestande før 1985 ("kerneområde" angiver forekomst af kronkdyrbestande i det pågældende kvadrat før 1985, 0-10 km at kvadratet grænser på til et kerneområdekvadrat, osv.). Analysen omfatter kronkdyr, hvis nedlæggelseslokalitet kunne stedfæstes med mindre end 5 km usikkerhed inden for kvadrater med mindst 30 km² landareal. Estimer er angivet for 124 kvadrater, hvor mindst 1 kronkdyr var blevet nedlagt, såvel som for samtlige 322 kvadrater i analysen. Statistiske analyser (Tabel 6) godtgjorde, at der intet belæg var for forskelle i antallet af nedlagte kronkdyr mellem kvadrater 10-20 og >20 km fra områder med kronkdyrbestande før 1985, samt at forskellen mellem områder 0-10km og >10km var af marginal signifikant betydning.



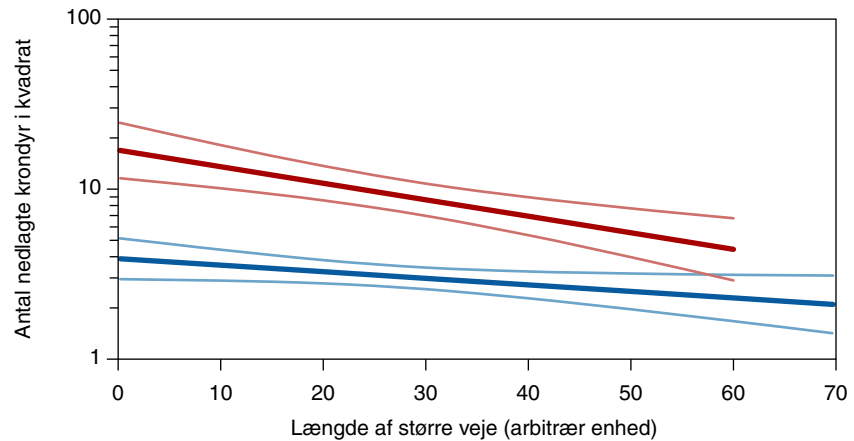
Figur 9. Forskelle (95% sikkerhedsintervaller) mellem antallet af nedlagte kronkdyr i kerneområdekvadrater (10 x 10 km kvadrater, hvor der forekom faste bestande af kronkdyr før 1985) i forhold til de øvrige kvadrater i Jylland, angivet for (A) samtlige 322 kvadrater i analysen og (B) de 124 kvadrater, hvor der blev nedlagt mindst 1 kronkdyr i jagtsæsonen 2001/02. Forskellene er angivet som absolutte forskelle mellem de to typer kvadrater samt efter korrektion for forskelle i landskabs-sammensætning (tilgængelighed af bufferareal 0-1 km fra skove af mindst 5 km² udstrækning og veje bredere end 6 m).

Jagtudbyttet var positivt korreleret med såvel kvadratets areal bestående af skov af en udstrækning på mindst 5 km² og, ikke mindst, landarealet beliggende inden for 1 km fra sådanne sammenhængende skvområder. Denne positive relation eksisterede for kerneområde-kvadrater såvel som ikke-kerneområdekvadrater (Fig. 10).



Figur 10. Jagtudbyttet af kronndyr i 10x10 km kvadrater i Jylland i jagtsæsonen 2001/02 som funktion af kvadraternes areal af henholdsvis sammenhængende skov på mindst 5 km² og det generelle landareal inden for 1 km fra disse skovområder. Uafhængige estimater (tynde linier angiver 95% -konfidenszoner) er givet for kerneområdekvadrater (kvadrater hvor faste kronndyrbestande forekom før 1985: Øverste linier, rød farve) og for ikke-kerneområde-kvadrater (dvs. som kronndyret har koloniseret efter 1985: Nederste linier, blå farve). Bemærk den logaritmiske skala for antallet af nedlagte kronndyr per kvadrat. Regressionsliniernes (forskellige) længde afspejler intervallerne, inden for hvilket der fandtes uafhængige observationer. Da de to sæt kvadrater her er analyseret hver for sig, viser liniernes hældning (som ikke er signifikant forskellige fra hinanden: A: log-likelihood $\chi^2_1 = 0.15$, $p = 0.70$; B: $\chi^2_1 = 0.11$, $p = 0.78$), at den samme relation eksisterer mellem forekomsten af større, sammenhængende skov/bufferzoner ind til disse og jagtudbyttet i det gamle såvel som det nye udbredelsesområde. Estimerne omfatter kronndyr hvis nedlæggelseslokalitet var kendt med mindre end 5 km usikkerhed i kvadrater af mindst 30 km² landareal. Da analyserne kun omfatter kvadrater, hvor der blev nedlagt mindst 1 dyr, er minimumsantallet af nedlagte dyr følgelig også 1.

Den negative sammenhæng mellem jagtudbyttet og forekomsten af veje bredere end 6 m (Fig. 11) var meget signifikant, men dog af relativt mindre betydning end størrelsen af bufferarealet omkring store skove og kerneområdefaktoren (Tabel 5). Den negative relation mellem et kvadrats samlede længde af større veje var især evident i kerneområdekvadrater, men også til stede i ikke-kerneområdekvadrater (Figur 11). Effekten af veje kan illustreres ved, at det gennemsnitlige jagtudbytte (i kvadrater hvor der blev nedlagt kronndyr), alt andet lige, var 25% lavere i et kvadrat med en længde af større veje svarende til 75%-fraktilen af alle kvadrater i forhold til et kvadrat med en samlet længde af større veje repræsenterende 25%-fraktilen (Figur 11).



Figur 11. Jagtudbytte af kronkrondyr i 10x10 km kvadrater i Jylland i jagtsæsonen 2001/02 som funktion af længden af veje (arbitrær skala) bredere end 6 m. Separate estimater (tynde linier angiver 95% -konfidenszoner) er givet for kvadrater, hvor faste kronkrondyrbestande forekom før 1985 (øverste linier, rød farve), samt for det øvrige Jylland (nederste linier, blå farve). Funktionerne er estimeret for kvadrater med 11 km² bufferareal inden for 1 km fra skove med et areal på mindst 5 km² (medianværdien for alle kvadrater). Bemærk den logaritmiske skala for antallet af nedlagte kronkrondyr per kvadrat. De to regressionsliniers hældninger (som angiver effekten af veje på jagtudbyttet) er ikke signifikant forskellige (log-likelihood test: $\chi^2_{1} = 3.18$, $p = 0.07$). Regressionsliniernes (forskellige) længde afspejler intervallerne, inden for hvilke der fandtes observationer. Estimatene omfatter kronkrondyr, hvis nedlæggelseslokalitet var kendt med mindre end 5 km usikkerhed i kvadrater af mindst 30 km² landareal. Da analyserne kun omfatter kvadrater, hvor der blev nedlagt mindst 1 dyr, er minimumsantallet af nedlagte dyr selvfølgelig også 1.

Til den modelseleksionsprocedure (Tabel 6, A-D), som ligger til grund for den statistiske model, der blev valgt til at beskrive variationen i jagtudbyttet af kronkrondyr, kan bemærkes, at arealdækket af åbne, udyrkede områder med græs, urter og lyng ingen effekt havde på antallet af nedlagte kronkrondyr. Det står i skarp modsætning til den betydning, som denne variabel havde på sandsynligheden for, at kronkrondyr ville blive nedlagt i et givet kvadrat. Det er ligeledes værd at bemærke, at arealet af sammenhængende skov havde langt større betydning for antallet af nedlagte kronkrondyr end det samlede skovareal (Tabel 6, D). Den meget signifikante, negative effekt af større veje på jagtudbyttet af kronkrondyr var ikke i væsentlig grad koblet til effekten af det bebyggede areal og antallet af bygninger (Tabel 6, C). Dette tyder på en ren "vej-effekt" snarere end en generel effekt af befolkningstæthed. Endelig skal nævnes, at den positive effekt af arealet inden for 1 km fra sammenhængende skove (der som før nævnt også forklarede al den variation i jagtudbytte, der var indeholdt i effekten af arealet af sammenhængende skov), tilsyneladende først og fremmest bestod i effekten af den del af bufferarealet, der var udlagt til afgræsning og dyrkning (dvs. var landbrugsudnyttet), og ikke den del af arealet, der var dækket af træer eller udyrkede områder bevokset med græs, urter eller lyng (Tabel 6, B). Størrelsen af arealet inden for 2 km fra kontinuert skov havde, i modsætning til arealet inden for 1 km, ingen indflydelse på antallet af nedlagte kronkrondyr ($\Delta AIC > 28$, $w_i < 0,01\%$, ikke vist i Tabel 6, D).

Tabel 6. De mest centrale alternative statistiske modeller til beskrivelse af variationen i antallet af nedlagte kronstyr i 124 10 x 10 km kvadrater med mindst 30km² landareal i Jylland i jagtsæsonen 2001/02. Den model, som bedst beskriver variationen i data under hensyntagen til antallet af parametre, har den laveste AIC (AIC = -2LL - 2k, hvor k er antallet af parametre som beskriver modellen). En forskel i AIC i forhold til den bedst beskrivende model (ΔAIC) på over 2 er en god indikation på, at en given model beskriver variationen i data dårligere end den "bedste" model. En forskel i AIC på over 7 angiver, at modellen med den laveste AIC uden tvivl beskriver data bedst. De forskellige modellers relative egnethed til at beskrive data (sandsynligheden for at den pågældende model ud af samtlige kandidatmodeller er den bedst egnede til at beskrive variationen i data) er udtrykt ved den såkaldte AIC-vægt, w_i . Grupperne A-D angiver fire efterfølgende sæt af kandidatmodeller, som repræsenterer den på forhånd bestemte rækkefølge, hvormed forskellige typer af effekter skulle afprøves. Inden for hver gruppe, er de forskellige kandidatmodeller rangeret efter egnethed, med den bedste model stående øverst. Den bedste model fra foregående gruppe danner så udgangspunkt for modelvalget i den efterfølgende gruppe, hvor den er angivet med fede skrifttyper. Af pladshensyn, er en del kandidatmodeller uden støtte i data ($w_i < 0.5\%$) ikke vist i tabellen. For beskrivelse af de enkelte variable, se Tabel 1.

A) historisk forekomst + generelt flademål	k	2LL	AIC	ΔAIC	w_i
Hist-3	4	3018.1	-3010.1	0.0	31%
Hist-2	3	3015.9	-3009.9	0.2	28%
Areal + Hist-3	5	3018.2	-3008.2	1.9	12%
Hist-4	5	3018.1	-3008.1	2.0	12%
Areal + Hist-2	4	3016.1	-3008.1	2.0	12%
Areal + Hist-4	6	3018.3	-3006.3	3.8	5%
Ingen Effekter	2	2962.0	-2958.0	52.1	0%
Areal	3	2962.1	-2956.1	53.9	0%
B) historisk forekomst + habitat	k	2LL	AIC	ΔAIC	w_i
Hist-3 + SK5km ²	5	3042.0	-3032.0	0.0	43%
Hist-3 + EH + SK5km ²	7	3042.5	-3028.8	1.5	20%
Hist-3 + EH + SK5km ² + Hist-3*SK5km ²	6	3043.2	-3030.5	2.8	11%
Hist-3 + EH + SK5km ² + Hist-3*EH	7	3043.0	-3029.2	3.1	9%
Hist-3 + SK5km ² + Hist-3*SK5km ²	7	3042.8	-3029.0	3.3	8%
Hist-3 + SK5km ² _kat + EH + SK	7	3042.2	-3028.2	3.8	6%
Hist-3 + SK	5	3034.4	-3024.4	7.7	1%
Hist-3 + SK5km ² _kat	5	3033.8	-3023.8	8.3	1%
Hist-3 + EH + SK	6	3034.4	-3022.4	9.7	0%
Hist-3	4	3018.1	-3010.1	22.0	0%
Hist-3 + EH	5	3019.6	-3009.6	22.4	0%
EH + SK5km ²	4	3011.0	-3003.0	29.1	0%
EH	3	2972.9	-2966.9	65.2	0%
C) historisk forekomst + habitat + befolkning	k	2LL	AIC	ΔAIC	w_i
Hist-3 + SK5km ² + vej_6m	6	3051.7	-3039.7	0.0	57%
Hist-3 + SK5km ² + vej_6m + BYG_A	7	3051.7	-3037.7	2.0	21%
Hist-3 + SK5km ² + vej_6m + BYG_A + BYG_n	8	3052.6	-3036.6	3.1	12%
Hist-3 + SK5km ² + BYG_A	6	3046.3	-3034.3	5.4	4%
Hist-3 + SK5km ² + BYG_n + BYG_A	7	3048.1	-3034.1	5.6	3%
Hist-3 + SK5km²	5	3042.0	-3032.0	7.7	1%
Hist-3 + SK5km ² + BYG_n	6	3043.9	-3031.9	7.8	1%
D) historisk forekomst + habitat + befolkning + habitatzonering	k	2LL	AIC	ΔAIC	w_i
Hist-3 + vej_6m + areal_1km	6	3056.8	-3044.8	0.0	50%
Hist-3 + SK5km ² + vej_6m + areal_1km	7	3056.9	-3042.9	1.9	19%
Hist-3 + SK5km ² + vej_6m + AG_1km	7	3056.9	-3042.9	1.9	19%
Hist-3 + SK5km ² + vej_6m + OM_1km	7	3054.4	-3040.4	4.4	5%
Hist-3 + SK5km² + vej_6m	6	3051.7	-3039.7	5.1	4%
Hist-3 + SK5km ² + vej_6m + EH_1km	7	3051.8	-3037.8	7.0	2%
Hist-3 + SK5km ² + vej_6m + SK_1km	7	3051.7	-3037.7	7.1	1%

5 Diskussion

5.1 Forbehold for datas beskaffenhed og analysemetodens holdbarhed

Da ingen analyse er stærkere end det datagrundlag, hvorpå den bygger, er det naturligt at knytte nogle kommentarer til datagrundlagets art og kvalitet samt metoden, hvormed data er analyseret, inden en egentlig tolkning af de fundne statistiske sammenhænge påbegyndes.

Hvad selve datagrundlaget angår, skal det pointeres, at analysens responsvariabel, antallet af nedlagte kronstyr med en stedsangivelse inden for 5 km, ikke kan forventes til fulde at afspejle hverken den geografiske udbredelse eller variationen i "bestandstætheden" af fritstående kronstyr i Jylland.

Antallet af kvadrater med nedlagte kronstyr - og dermed "udbredelsesområdet" er et minimumsskøn, fordi analysen kun omfatter dyr, der kan stedfæstes med en fejlmargen på højst 5 km. Hertil kommer, at kronstyr nedlagt af jægere, som ikke har indberettet vildtudbytte eller ikke har besvaret spørgebrevet, kan have nedlagt kronstyr i kvadrater, som ellers ikke er registreret som "kronstyrkvadrater". De 956 kronstyr, som indgik i analysen (med en usikkerhed på højst 5 km), udgjorde 52% af det samlede antal kronstyr, som spørgrebrevsundersøgelsen fik oplysninger om; disse udgjorde 56% af de kronstyr, der ifølge vildtudbyttestatistikken blev nedlagt i jagtsæsonen 2001/02, når der korrigeres for manglende indberetninger (Asferg m.fl. 2004).

Herudover var der formentlig et antal kvadrater, hvor der fandtes kronstyr, men hvor der ikke blev nedlagt kronstyr i jagtsæsonen 2001/02. Dette understøttes bl.a. af, at der i forbindelse med registreringerne til Dansk Pattedyratlas (Baagøe & Jensen 2007) i årene 1997-2004 blev observeret kronstyr i 65 kvadrater, som i denne undersøgelse figurerer som værende uden kronstyr. Da atlas-observationerne stammer fra en længere årrække og i et vist omfang kan omfatte strejfdyr, har vi - for at opnå så ensartet et billede som muligt - i denne analyse valgt kun at inddrage oplysninger fra den undersøgte sæson. Disse fejl anser vi imidlertid for værende af underordnet betydning, da formålet med denne analyse har været at identificere de faktorer i landskabet, som beskriver forskelle i kronstyrenes forekomst og talrighed og ikke at estimere absolutte tætheder. At analysen over tilstedeværelse/fravær af kronstyr på trods for den anførte registreringsusikkerhed alligevel kommer ud med en høj grad af statistisk forklaringsgrad viser vigtigheden af landskabets sammensætning for forekomsten af selv minimale antal af kronstyr.

Så længe man opererer med større geografiske enheder, anses jagtudbyttedata dog i almindelighed som pålidelige indikatorer for den reelle forekomst/udbredelse og talrighed af hovdyr, der ikke reguleres af naturlige faktorer (Forchhammer m.fl. 1998 samt referencer heri, Milner m.fl. 2006). Den valgte rumlige opløsning af data (10x10 km) giver endvidere en vis sikkerhed for, at de fleste kronstyr tilbragte hovedparten af deres

tid på årsbasis inden for et enkelt eller ganske få kvadrater, idet hinder under normale omstændigheder færdes inden for et område på under 10 km² og hjorte inden for 35 km² (Jeppesen 1987, Kamler m.fl. 2008, C. R. Olesen, unpubl. data).

Selv om den rumlige fordeling af nedlagte krondyr i højere grad afspejler krondyrs fordeling i de lyse timer i jagtsæsonen frem for i døgnets mørke timer og i sommerhalvåret, burde disse fejlkilder i praksis være elimineret ved valget af så store geografiske udsnit til analysen, at de fleste krondyr vil have tilbragt størstedelen af hele deres års-cyklus inden for det kvadrat, hvor de i sidste ende blev nedlagt. Det er dog også kendt at ekstreme, jagtlige forstyrrelser kan resultere i forflytninger på over 25 km (Jeppesen 1987, C. R. Olesen, unpubl. data), hvorunder et krondyr kan bevæge sig rundt i adskillige kvadrater.

Hvis der derimod har været systematiske forskelle mellem de forskellige kvadrater i rapporteringsandelen af de nedlagte krondyr, vil dette i værste fald resultere i skæve estimater. En sådan mulig "bias" kan opstå, hvis den enkelte jægers evne til at angive skudstedet inden for 5 km afhænger af landskabets sammensætning eller jagtrevirets størrelse. Dette vil i så fald føre til en større grad af underrapportering fra store jagtrevirer som de store statskovdistrikter og godsskove, som jo netop ofte huser faste krondyrbestande. Da næsten halvdelen af alle nedlagte krondyr ikke kunne stedfæstes inden for 5 km, og dermed ikke indgik i den primære analyse, ligger her kimen til en anelig underestimering af kerneområdernes andel af det samlede jagtudbytte. En analyse som også omfattede observationer med den ringere geografiske stedfæstelse (<15 km) angav da også en større forskel i jagtudbytte mellem kerneområdekvadrater og ikke-kerneområdekvadrater end den primære analyse baseret på observationer stedfæstet inden for 5 km. Da inkludering af disse observationer med meget usikker stedsangivelse medfører en stærkt forhøjet andel af fejlklassificerede kvadrater, som forvansker det overordnede analyseresultat, blev det generelle selektionskriterium på 5 km usikkerhed bibeholdt.

I en bestand, hvor en vis forflytning af (unge) individer til stadighed finder sted mellem lokale områder, vil lokale forskelle i jagtintensitet (og hermed andelen af bestanden, som bliver nedlagt) også være en faktor, som kan skævvride resultaterne af landskabsanalysen, hvis visse landskabsstrukturer er forbundet med en uforholdsmæssig høj jagtrelateret dødelighed. I givet fald vil "kvaliteten" af sådanne landskabstyper, der virker som bestandsmæssige "dræn" i forhold til den overordnede bestand blive overestimeret. Det modsatte kan dog også gøre sig gældende på grund af krondyrenes modvilje mod at bevæge sig ud på åbne arealer i døgnets lyse timer.

Fælles for alle ovennævnte fejlkilder gælder, at de i almindelighed vil sløre de reelle forskelle i bestandstæthed, der måtte være mellem kvadrater, og dermed underdrive de effekter, som analysen måtte påvise. Analyseernes resultater må med andre ord betragtes som konservative i forhold til de forskelle, der reelt måtte være mellem landskabstyperne. Med dette in mente mener vi, at diskussionen af de påviste sammenhænge mellem forekomst og jagtudbytte af krondyr og landskabsparametre hviler på et relativt solidt analytisk grundlag.

I forbindelse med den statistiske analysemetode skal det pointeres, at data er korrelative, dvs. at de her fundne sammenhænge mellem landskabsparametre, forekomst og jagtudbytte ikke nødvendigvis afspejler direkte årsagssammenhænge. Eksempelvis kan en negativ "effekt" af antallet af bygninger på forekomsten af kron dyr i kvadrat skyldes en række andre faktorer end selve bygningernes antal i sig selv, fx den generelle befolkningstæthed og dermed "forstyrrelsestrykket" i de omkringliggende områder. I det aktuelle tilfælde skal man derfor betragte antallet af bygninger som en indikatorvariabel for et områdes befolkningstæthed med de følger, dette måtte have for kron dyrforekomst og kron dyrjagt i et givet område. Tilsvarende forhold gør sig naturligvis gældende for alle andre variable, der indgår i de forskellige modeller. Man skal ligeledes holde sig for øje, at de fleste effekter statistisk var indbyrdes koblede, fx ved at kvadrater, som indeholdt kerneområder, generelt adskilte sig fra de øvrige kvadrater med hensyn til en lang række landskabsparametre (Fig. 2). Dette er der dog taget højde for i analyserne ved at rense de statistiske sammenhænge for samvirkende effekter af andre faktorer.

5.2 Betydning af den historiske udbredelse: kerneområdeeffekten

Ud fra analyserne af såvel forekomst som jagtudbytte er det hævet over enhver tvivl, at de kerneområder, hvor kron dyr forekom før 1985, fortsat i 2001/02 udgjorde ryggraden i de jyske kron dyrbestande. Omtrent halvdelen af denne "kerneområdeeffekt" kunne relateres til landskabssammensætningen, idet kerneområdekvadraterne gennemgående er bedre egnede for kron dyr end kvadrater i det øvrige Jylland på grund af en større andel af sammenhængende skov, heder og græsland og færre veje og bygninger. Når effekterne af forskelle i landskabssammensætningen blev indregnet, var jagtudbyttet dog fortsat flere gange højere i kerneområdekvadraterne end i kvadrater i det øvrige Jylland (Figur 9).

Som angivet i afsnittet om forklaringshypoteser vil en forskel i bestandsstørrelse mellem de oprindelige kerneområder og resten af Jylland, som ikke kan forklares ud fra gennemgående forskelle i landskabssammensætningen, kunne søges forklaret ved to hovedårsager. Den første mulighed er, at bestandsekspansionen fra de oprindelige kerneområder til det omkringliggende land endnu ikke var tilendebragt i 2001/02, idet en bestandsopbygning fortsat pågik uden for de gamle kerneområder, men at spredning til nye landsdele måske bremses af spredningsbarrierer i landskabet. Den anden mulighed er, at bestandsbegrænsende faktorer, der ikke er inddraget i denne analyse, hindrer kronvildtbestandene i at nå den udbredelse og bestandstæthed uden for de gamle kerneområder, som landskabets sammensætning skulle tilsige.

Til den første af disse to forklaringer kan anføres, at kron dyrbestandene i givet fald skulle have fortsat deres generelle fremgang i årene omkring 2001/02 med omtrent samme takt som i det første tiår efter 1985. Dette er ikke tilfældet, idet den årlige stigningstakt i jagtudbyttet er aftaget efter 1995 til under 2% per år mod næsten 8% per år i det foregående årti. Skotske og norske kron dyrbestande, der som de danske ikke har naturlige fjender og ikke har nået tætheder, hvor fødemangel må anses som en væsentlig begrænsende faktor, kan vokse med ca. 14-16% årligt, hvis de ikke jages (Clutton-Brock & Albon 1989, Langvatn & Loison 1999). Der

foreligger ikke nyere tal for danske kron dyrbestandes vækstpotentiale, men vurderet ud fra fødegrundlaget og vinterklimaet er der grund til at tro, at det i gunstigste fald kan være op mod det dobbelte af potentialet i de skotske og norske bestande.

Jagtudbyttet i kvadrater, som støder op til kerneområdekvadrater, var væsentligt lavere end i de tilstødende kerneområdekvadrater, men det indikerer ikke, at bestandene i områderne omkring de gamle kerneområder havde nået tilsvarende tætheder i forhold til terrænernes bæreevne. Der var således større forskelle i bestandstætheder og forekomst mellem kerneområdekvadrater og de umiddelbart tilstødende kvadrater end mellem sidstnævnte type kvadrater og fjernere beliggende kvadrater. Det tyder helt overvejende på, at kerneområdeeffekten primært gjorde sig gældende som en forskel mellem kerneområder og hele det omgivende land og ikke en egentlig afstandseffekt. Ved en simpel afstandseffekt vil en bestandsopbygning være væsentlig længere tid undervejs i områder, som ligger i større afstande fra de bestande, som udvandrende dyr kommer fra. Overordnet må det derfor anses som usandsynligt, at "historisk inert" alene kan forklare de observerede forskelle i jagtudbytte og forekomst mellem de gamle kerneområder og resten af Jylland.

Som den anden forklaringsmulighed står så tilbage, at én eller flere faktorer, som ikke kommer til udtryk gennem de anvendte landskabsvariable, gør sig gældende i en grad, så de gamle kerneområder oppebærer 3-7 gange så tætte kron dyrbestande som tilsyneladende sammenlignelige landskaber i det øvrige Jylland (afhængig af sammenligningsgrundlag, se Figur 9). Dette kan skyldes, at naturgrundlaget i de gamle kerneområder er af så meget højere kvalitet, at det resulterer i en tilsvarende højere naturlig bæreevne per arealenhed i forhold til andre områder i Jylland med tilsvarende landskabssammensætning, eller at der tilføjes højere bestandstætheder i disse områder i forhold til det naturlige ressourcegrundlag.

Forskellige former for aktive vildtplejeforanstaltninger såsom opretholdelse af foderpladser og vildtagre vil være kvalitetsforbedrende faktorer, som en overordnet landskabsanalyse ikke vil kunne opfange. Det er derimod usandsynligt, at de enkelte landskabsklasser i de gamle kerneområder i sig selv skulle være mere føderige for kron dyr, da de fleste kerneområder er beliggende i de dele af landet, hvor man finder landets absolut laveste bonitet.

Forskelle i jagttryk og jagtpraksis mellem kerneområdekvadrater og ikke-kerneområdekvadrater er en anden sandsynlig forklaring på de påviste forskelle i forekomst og jagtudbytte.

Per definition er kron dyr, med de skader de forårsager på skov og afgrøder, blevet tolereret i de oprindelige kerneområder, men det gør sig næppe gældende overalt, hvor kron dyr forsøger at etablere sig. Der vil givetvis kunne findes eksempler på, at kron dyr gennem en bevidst afskydningspolitik forhindres i at etablere sig i lokale områder uden for kerneområderne. Selv i områder, hvor kron dyr i udgangspunktet bydes velkomne, kan en (for) stor afskydning eller en uhensigtsmæssigt forstyrrende jagtpraksis imidlertid også tænkes at være hindring for etablering og opbygning af nye bestande.

For næsten alle kerneområder gælder, at jagten administreres af relativt få grundejere og/eller jagtlejere (statsskovdistrikter, godser eller jagtkonsortier), som inden for deres områder kan føre en overordnet afskydningspolitik for hele kronvildtbestande. Uden for kerneområdekvadrater, hvor mange grundejere typisk deles om dyrene, er en sådan overordnet bestandsforvaltning sjældent en mulighed. Det kan betyde, at en større andel af bestanden bortskydes, og at jagtlige forstyrrelser, som kron dyr vides at reagere voldsomt på (Jeppesen 1987a,b), er hyppigere. Fra andre lande er det en kendt problemstilling, at revirer med stor afskydning "høster" naborevirenes bestandsoverskud (Clutton-Brock & Albon 1989, Clutton-Brock m.fl. 2002, Milner-Gulland m.fl. 2004). Alt andet lige må man formode, at problemer af denne type forstærkes, jo flere grundejere der deles om den samme bestand.

Hvis samme fænomen overordnet gør sig gældende mellem kerneområder og de omkringliggende områder, skal man forvente, at der blandt de nedlagte dyr uden for kerneområdekvadraterne vil være en højere andel af yngre dyr (fordi de i gennemsnit lever kortere) og hjorte (fordi hanner er mere tilbøjelige til at udvandre i almindelighed, og især fra tætte bestande: Clutton-Brock & Albon 1989, Clutton-Brock m.fl. 2002). Hvis disse forudsigelser, som endnu ikke er efterprøvet, skulle vise sig at holde stik, vil det være et tegn på, at jagten uden for kerneområderne, i hvert fald lokalt, ikke er bæredygtig i den forstand, at afskydningen kun kan opretholdes i kraft af en nettoindvandring udefra.

5.3 Betydning af habitatsammensætning og habitatstruktur

Tre habitatvariable forklarede variationen i forekomst såvel som jagtudbytte af fritstående kron dyr: Arealet af åbne, udyrkede områder med græs, lyng og urter (kun forekomst), arealet af skov, navnlig skov af en samlet udstrækning på mindst 5 km² (forekomst og jagtudbyttes størrelse), samt arealet inden for 1 km fra skove større end 5 km² (kun jagtudbyttes størrelse).

Den store, positive betydning af (sammenhængende) skov for både forekomst og udbytte var forventet, da det er velkendt, at kron dyr i jagede bestande er meget afhængige af sammenhængende skov, som de - især i jagttiden - kun nødtvungent forlader i døgnets lyse timer (Jeppesen 1987a, b). Kron dyrets afhængighed af skov skal betragtes som en "anti-prædator"-respons på menneskets efterstræbelse, idet åbne områder bevokset med græs, urter, lyng og småbuske typisk er mere velegnede til fødesøgning end skovvegetation (Olesen 2004). I dette lys giver det relativ god mening, at det samlede landareal inden for 1 km fra større skove var den bedst forklarende faktor til at beskrive jagtudbyttes størrelse i de enkelte kvadrater, da kron dyr efter mørkets frembrud vandrer ud i åbent terræn, men dog sjældent bevæger sig længere bort fra skovkanten end 1 km (C. R. Olesen, unpubl. data).

Den kendsgerning, at arealet som sådant inden for 1 km fra store skove forklarede variationen i jagtudbytte bedre end arealet af bestemte habitatklasser (EH, dyrkede marker, afgræssede områder osv.), kan måske tolkes derhen, at kron dyr i deres søgen efter føde uden for de store,

sammenhængende skovområder udnytter en bred vifte af habitatklasser frem for nogle få specifikke typer.

Åbne, udyrkede områder bevokset med græs, lyng og urter (kategorien EH) var den mest betydende landskabsfaktor for forekomsten af kron­dyr, men havde interessant nok ikke den ringeste betydning for forklaringen af variationen i jagtudbyttets størrelse i de kvadrater, hvor der blev nedlagt kron­dyr. Forklaringen på dette er sandsynligvis, at kron­dyrene primært benytter de åbne arealer om natten, og at det derfor er vanskeligt at opnå et højt jagtudbytte alene i kraft af de åbne arealer.

5.4 Betydning af landskabets urbaniseringsgrad: bygninger og veje

I områder, hvor kron­dyr er genstand for jagt, udvikler de skyhed over for mennesker i almindelighed, da de ikke kan skelne mellem jægere og ikke-jægere (Jeppesen 1987a, b). I praksis manifesterer dette sig i form af en højere grad af følsomhed over for forstyrrelse (længere flugtafstande og kraftigere flugtrespons: Jeppesen 1987a, b) og ved en ændret daglig adfærd, som minimerer risikoen for at møde mennesker ved dels at søge skjul i dagtimerne og dels at undgå områder, hvor risikoen for forstyrrelse er høj. Dette kan betyde, at bl.a. områder nær veje undgås, hvorved ellers egnet fourageringshabitat ikke udnyttes. I sådanne områder er den realiserede bæreevne derfor mindre end den potentielle (fx Rowland m.fl. 2000, Roloff m.fl. 2001, Anderson m.fl. 2005). Tilsvarende kan rekreative aktiviteter i kron­dyrhabitater medføre stress, udvandring (Jeppesen 1987a) og i ekstreme tilfælde nedsat kalveoverlevelse (Phillips & Allredge 2000, Shiverly m.fl. 2005).

Omvendt kan kron­dyr i områder, hvor de ikke jages, tolerere massiv menneskelig tilstedeværelse (fx Schultz & Bailey 1978, Thompson & Henderson 1998). I en dansk sammenhæng er kron­dyrene i Dyrehaven nord for København et velkendt eksempel herpå. I den herværende sammenhæng har spørgsmålet været, om menneskelig tilstedeværelse udtrykt ved landskabelige urbaniseringsparametre på nogen måde var associeret med den lokale forekomst og tæthed af kron­dyr.

De urbaniseringsvariable, der er anvendt i denne analyse, kunne opdeles i to hovedtyper, som kun var svagt indbyrdes korreleret, nemlig bebyggelsesgraden (det bebyggede areal og antallet af bygninger), som vides at være tæt korreleret med antallet af folkeregisteradresser, og den samlede længde af mindre (3-6 m brede) og større (bredere end 6 m) veje.

Når der var taget højde for alle andre landskabsfaktorer, var arealet af bebyggede områder og antallet af bygninger negativt korreleret med forekomsten af kron­dyr, og mængden af større veje var negativt korreleret med jagtudbyttet i de kvadrater, hvor der blev nedlagt kron­dyr. Dvs. at sandsynligheden for, at der blev nedlagt kron­dyr, faldt i de kvadrater, hvor der boede mange mennesker, mens bestandstætheden i de områder, hvor kron­dyr forekom, faldt med en stigende mængde af hovedveje (men ikke biveje).

En meget forsigtig tolkning af dette resultat vil være, at kron­dyr er mindre tilbøjelige til at vandre ind i områder med store befolkningskoncen-

trationer, muligvis fordi der i disse områder er et højere rekreativt pres på de naturområder, hvor kronodyrene potentielt kunne leve. For de kvadrater, hvor kron dyr forekommer (indikeret ved at de bliver nedlagt), dvs. uden for tætbefolkede områder, kan analysen til gengæld tyde på, at større vejanlæg medfører suboptimal udnyttelse af levesteder, hvilket reducerer områdets realiserede bæreevne og dermed bestandens størrelse.

Det skal afslutningsvist atter en gang pointeres, at ingen af disse urbaniseringseffekter var tilnærmelsesvis så betydningsfulde i den overordnede analyse som tilgængeligheden af ressourcehabitater eller kvadratets kerneområdestatus. Dermed ikke være sagt at bebyggelse og veje ikke kan have en negativ indflydelse på forekomst og bestandsstørrelse på lokalt plan, blot at denne effekt er beskeden for Jylland som helhed.

5.5 Konklusioner og forvaltningsmæssige perspektiver

Med alle de forbehold, som må tages i en undersøgelse af denne art, kan følgende konklusioner drages vedrørende de faktorer, der direkte eller indirekte har en positiv eller negativ betydning for kron dyrs forekomst og bestandstæthed i landskabet:

1. De oprindelige kerneområder, hvor kron dyr forekom før 1985, udgjorde fortsat i 2001 tyngdepunkterne for de jyske kronvildtbestande. Da jagtudbyttet siden 2001 kun er steget svagt, er der ingen grund til at tro, at dette mønster er meget anderledes nu, dvs. i 2008. Selv om en del af denne "kerneområdeeffekt" kan forklares ud fra forskelle i landskabsstrukturer, er antallet af afskudte kron dyr i kerneområderne 3-8 gange højere end i resten af Jylland, hvis landskabssammensætningen tages i betragtning. Denne forskel skal nok primært forklares ud fra forskelle i jagtpraksis mellem kerneområdekvadrater og det øvrige land.
2. Forekomsten af kron dyr såvel som bestandstætheden i de områder, hvor arten forekommer, er betinget af landskabets sammensætning og struktur samt den jagtligge efterstræbelse, men delvist forskellige faktorer gør sig gældende på de to niveauer. Gennemgående er forekomsten af store, sammenhængende skovområder dog af stor betydning, hvilket formentlig skal ses i snæver sammenhæng med behovet for at søge dækning affødt af jagtligge efterstræbelse.
3. Forskellige aspekter af landskabets urbaniseringsgrad ser ud til at have en svagt negativ indvirkning på såvel forekomsten som bestandstætheden, men disse effekter er små i forhold til den overordnede betydning af landskabets sammensætning og "kerneområdeeffekten".

Disse resultater tyder på, at hvis man i et område har som vildtforvaltningsmæssig målsætning at forbedre vilkårene for, at en kron dyrbestand kan etablere sig eller vokse, så er det vigtigt, at der findes eller skabes områder i landskabet, hvor kron dyrene kan finde den fornødne sikkerhed i forhold til afskydning og ro i forhold til jagtligge og rekreative forstyrrelser. Dette for at sikre dels at dyrene overlever, dels at de forbliver i området (fx Conner m.fl. 2001, Burcham m.fl. 2003).

Da det uden tvivl er jagten, der p.t. begrænser kronvildtbestandens vækst og spredning, og det efter alt at dømme er den nuværende jagtlige praksis, der forårsager den skyhed, som får kron dyr til at undgå habitater, hvor de føler sig truet af mennesker, vil en lokal totalfredning over en periode formentlig være den mest effektive måde at sikre opbygningen af nye lokale bestande. En midlertidig totalfredning vil sandsynligvis medføre en årlig bestandstilvækst på mindst 14-16%, svarende til en fordoblingsperiode på højst 5 år. Samtidig vil de kron dyr, som på grund af stigende bestandstæthed udvandrer til nye områder, formodentlig blive mere tolerante over for rekreative forstyrrelser, når de ikke længere udsættes for jagt (se også Olesen 2004). Om der i samfundet i almindelighed og blandt jægere, skovbrugere og landmænd i særdeleshed kan skabes enighed om en sådan strategi, er en anden sag.

I områder, hvor kronvildtet jages som hidtil, skal man i forbindelse med arealplanlægning være opmærksom på, at udvidelse af bebyggelser og større vejanlæg lokalt vil kunne have negativ virkning på en kron dyrbestand. På samme måde er det muligt, at udvidet menneskelig aktivitet i skovområder, der benyttes som dagkvarterer for kron dyr, kan have negative konsekvenser, men her vil sikring af forstyrrelsesfrie zoner kunne virke positivt på den lokale forekomst og talrigdom af kron dyr.

6 Referencer

Akaike, H. (1974): A new look at the statistical model identification. - IEEE Transactions on Automatic Control 19: 716–723.

Anderson, P., Turner, M.G., Forester, J.D., Zhu, J., Boyce, M.S., Beyer, H. & Stowell, L. (2005): Scale-dependent summer resource selection by reintroduced elk in Wisconsin, USA. - Journal of Wildlife Management 69: 298-310.

Asferg, T., Olesen, C.R. & Andersen, J.P. (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.

Baagøe, H. J. & Jensen, T. S. (2007): Dansk Pattedyratlas. Gyldendal, 392 s.

Burcham, M., Edge, W. D. & Marcum, C.L. (1999): Elk use of private land refuges. - Wildlife Society Bulletin 27: 833-839.

Burnham, K.P. & Anderson, D.R. (2002): Model selection and multimodel inference: A practical-theoretic approach, 2. udg. - Springer-Verlag.

Clutton-Brock, T.H. & Albon, S.D. (1989): Red deer in the highlands. - BSP Professional books, Oxford. 260 s.

Clutton-Brock, T.H., Coulson, T.N., Milner-Gulland, E.J., Thomson, D. & Armstrong, H.M. (2002): Sex differences in emigration and mortality affect optimal management of deer populations. - Nature 415: 633-637.

Conner, M.M., White, G.C. & Freddy, D.J. (2001): Elk movement in response to early-season hunting in northwestern Colorado. - Journal of Wildlife Management 65: 926-940.

Forchhammer, M.C., Stenseth, N.C., Post, E. & Langvatn, R. (1998): Population dynamics of Norwegian red deer: density-dependence and climatic variation. - Proceedings of the Royal Society of London B 265: 341-350.

Jeppesen, J.L. (1987a): Seasonal variation in group size, and sex and age composition in a Danish red deer (*Cervus elaphus*) population under heavy hunting pressure. - Danish Review of Game Biology 13 (1): 1-19.

Jeppesen, J.L. (1987b): Impact of human disturbance on home range, movements and activity of red deer (*Cervus elaphus*) in a Danish environment. - Danish Review of Game Biology 13 (2): 1-38.

Kamler, J.F., Jedrzejewski, W. & Jedrzejewska, B. (2008): Home ranges of red deer in a European old-growth forest. - American Midland Naturalist 159: 75–82.

- Langvatn, R. & Loison, A. (1999): Consequences of harvesting on age structure, sex ratio and population dynamics of red deer *Cervus elaphus*. - *Wildlife Biology* 5: 213-223.
- Milner, J.M., Bonenfant, C., Mysterud, A., Gaillard, J.-M., Csányi, S. & Stenseth, N.C. (2006): Temporal and spatial development of red deer harvesting in Europe: biological and cultural factors. - *Journal of Applied Ecology* 43: 721-734.
- Milner-Gulland, E.J., Coulson, T. & Clutton-Brock, T.H. (2004): Sex differences and data quality as determinants of income from hunting red deer *Cervus elaphus*. - *Wildlife Biology* 10: 187-201.
- Olesen, C.R. (2004): Vurdering af kronvildtets påvirkninger af kulturlandskabets skov- og naturarealer inden for undersøgelsesområdet af pilotprojekt Nationalparken Mols Bjerger. Rapport. 18 s. - Tilgængelig på: http://www.sns.dk/Fussingoe/Nationalparken/Natur/Undersoegelser_natur/Kronvildt_rapport.pdf
- Phillips, G.E. & Alldredge, A. W. (2000): Reproductive success of elk following disturbance by humans during calving. - *Journal of Wildlife Management* 64: 521-530.
- Roloff, G.J., Millspaugh, J.J., Gitzen, R.A. & Brundige, G.C. (2001): Validation tests of a spatially explicit habitat effectiveness model for Rocky Mountain elk. - *Journal of Wildlife Management* 65: 899-914.
- Rowland, M.M., Wisdom, M.J., Johnson, B.K. & Kie, J.G. (2000): Elk distribution and modelling in relation to roads. - *Journal of Wildlife Management* 64: 672-684.
- Schultz, R.D. & Bailey, J.A. (1978): Responses of national park elk to human activity. - *Journal of Wildlife Management* 42: 91-100.
- Shiverly, K.J., Alldredge, A.W. & Phillips, G.E. (2005): Elk reproductive response to removal of calving season disturbance by humans. - *Journal of Wildlife Management* 69: 1073-1080.
- Strandgaard, H. (1967): En undersøgelse over kronvildtets tilpasning til det danske kulturlandskab. - I: Jensen, B. (red.): *Undersøgelser over kronvildtet (Cervus elaphus L.) i Danmark*. - *Danske Vildtundersøgelser*, hefte 13: 9-76.
- Strandgaard, H. & Simonsen, V. (1993): Genetic differentiation in populations of red deer, *Cervus elaphus*, in Denmark. - *Hereditas* 119: 171-177.
- Thompson, M.J. & Henderson, R.E. (1998): Elk habituation as a credibility challenge for wildlife professionals. - *Wildlife Society Bulletin*. 26: 477-483.

DMU Danmarks Miljøundersøgelser

Danmarks Miljøundersøgelser er en del af Aarhus Universitet. På DMU's hjemmeside www.dmu.dk finder du beskrivelser af DMU's aktuelle forsknings- og udviklingsprojekter.

DMU's opgaver omfatter forskning, overvågning og faglig rådgivning inden for natur og miljø. Her kan du også finde en database over alle publikationer som DMU's medarbejdere har publiceret, dvs. videnskabelige artikler, rapporter, konferencebidrag og populærfaglige artikler.

Yderligere information: www.dmu.dk

Danmarks Miljøundersøgelser
Frederiksborgvej 399
Postboks 358
4000 Roskilde
Tlf.: 4630 1200
Fax: 4630 1114

Direktion
Personale- og Økonomisekretariat
Forsknings-, Overvågnings- og Rådgivningssekretariat
Afdeling for Systemanalyse
Afdeling for Atmosfærisk Miljø
Afdeling for Marin Økologi
Afdeling for Miljøkemi og Mikrobiologi
Afdeling for Arktisk Miljø

Danmarks Miljøundersøgelser
Vejlsovej 25
Postboks 314
8600 Silkeborg
Tlf.: 8920 1400
Fax: 8920 1414

Forsknings-, Overvågnings- og Rådgivningssekretariat
Afdeling for Marin Økologi
Afdeling for Terrestrisk Økologi
Afdeling for Ferskvandsøkologi

Danmarks Miljøundersøgelser
Grenåvej 14, Kalø
8410 Rønne
Tlf.: 8920 1700
Fax: 8920 1514

Afdeling for Vildtbiologi og Biodiversitet

Faglige rapporter fra DMU

På DMU's hjemmeside, www.dmu.dk/Udgivelser/, finder du alle faglige rapporter fra DMU sammen med andre DMU-publikationer. Alle nyere rapporter kan gratis downloades i elektronisk format (pdf).

Nr./No.	2008
676	Fodring af kortnæbbede gæs om foråret i Vestjylland. Biologiske fakta til understøttelse af fremtidig forvaltningsstrategi. Af Madsen, J. 20 s.
675	Annual Danish Emission Inventory Report to UNECE. Inventories from the base year of the protocols to year 2006. By Nielsen, O.-K. et al. 504 pp.
674	Environmental monitoring at the cryolite mine in Ivittuut, Spouth Greenland, in 2007. By Johansen, P. et al. 31 pp.
673	Kvælstofbelastning af naturområder i Østjylland. Opgørelse for udvalgte Natura 2000 områder. Af Frohn, L.M., Geels, C., Madsen, P.V. & Hertel, O. 48 s.
672	Revised emission factors for gas engines including start/stop emissions. Sub-report 3 (NERI). By Nielsen, M., Illerup, J.B. & Birr-Petersen, K. 67 pp.
671	DEVANO. Decentral Vand- og Naturovervågning. Programbeskrivelse 2008. Af Boutrup, S. & Jensen, P.N. (red.). 33 s.
670	Prioriteringsmetoder i forvaltningen af Habitatdirektivets naturtyper og arter i Natura 2000-områder. Af Skov, F. et al. 36 s.
669	Identifikation af referencevandløb til implementering af vandrammedirektivet i Danmark. Af Kristensen, E.A. et al. 55 s.
668	Brændefyring i hjemmet – praksis, holdninger og regulering. Af Petersen, L.K. & Martinsen, L. 48 s.
667	Denmark's National Inventory Report 2008. Emission Inventories 1990-2006 – Submitted under the United Nations Framework Convention on Climate Change. By Nielsen, O.-K. et al. 701 pp.
666	Agerhønsens biologi og bestandsregulering. En gennemgang af den nuværende viden. Af Kahlert, T., Asferg, T. & Odderskær, P. 61 s.
665	Individual traffic-related air pollution and new onset adult asthma. A GIS-based pilot study. By Hansen, C.L. et al. 23 pp.
664	Aluminiumsmelter og vandkraft i det centrale Grønland. Datagrundlag for natur og ressourceudnyttelse i forbindelse med udarbejdelse af en Strategisk Miljøvurdering (SMV). Af Johansen, P. et al. 110 s.
663	Tools to assess conservation status on open water reefs in Nature-2000 areas. By Dahl, K. & Carstensen, J. 25 pp.
662	Environmental monitoring at the Nalunaq Gold Mine, South Greenland, 2007. By Glahder, C.M., Asmund, G. & Riget, F. 31 pp.
661	Tilstandsvurdering af levesteder for arter. Af Søgaard, B. et al. 72 s.
660	Opdatering af vurdering af anvendelse af SCR-katalysatorer på tunge køretøjer som virkemiddel til nedbringelse af NO ₂ forureningen i de største danske byer. Af Ketzler, M. & Palmgren, F. 37 s.
659	Optimering af behandlingseffekten i akvakultur. Minimering af forbrug og udledning af hjælpestoffer. Af Sortkjær, O. et al. 124 s. (også tilgængelig i trykt udgave).
658	Danske kystklitter – vegetation og jordbundskemi. Analyse af NOVANA-data 2004-2006. Af Damgaard, C., Nygaard, B. & Nielsen, K.E. 66 s.
657	High density areas for harbour porpoises in Danish waters. By Teilmann, J. et al. 40 pp.
656	Manglende indberetninger til vildtudbyttestatistikken i jagtsæsonen 2006/07. Af Asferg, T. 21 s.
654	Rapportering af Luftemissioner på Grid. Metoder og principper. Af Jensen, M.T. et al. 56 s.
653	Control of Pesticides 2006. Chemical Substances and Chemical Preparations. By Krongaard, T., Petersen, K.K. & Christoffersen, C. 25 pp.
652	A preliminary strategic environmental impact assessment of mineral and hydrocarbon activities on the Nuussuaq peninsula, West Greenland. By Boertmann, D. et al. 66 pp.
651	Undersøgelser af jordhandler i forbindelse med naturgenopretning. Af Jensen, P.L., Schou, J.S. & Ørby, P.V. 44 s.
650	Fuel consumption and emissions from navigation in Denmark from 1990-2005 – and projections from 2006-2030. By Winther, M. 108 pp.

[Tom side]

I denne rapport fremlægges en undersøgelse af sammenhængen mellem lokale forskelle i forekomst og bestandstæthed af fritstående kron dyr i Jylland baseret på en analyse af de statistiske sammenhænge mellem jagtudbyttet af kron dyr på den frie vildtbane i jagtsæsonen 2001/02 fordelt på i alt 322 10x10 km kvadrater i Jylland i forhold til landskabssammensætning (primært skov og ikke-skov), urbaniseringsgrad (forekomst af vejanlæg og bebyggelse) og den "historiske" forekomst af kron dyr i disse kvadrater (dvs. før 1985). Sandsynligheden for, at der i et kvadrat blev nedlagt et eller flere kron dyr, steg markant med arealet af sammenhængende skov på mindst 5 km² og arealet af udyrkede græs- og hedeflader og aftog svagt med kvadratets bebyggelsesgrad. Der blev rapporteret om nedlagte kron dyr i 89 % af de kvadrater, hvor kron dyr forekom før 1985 (defineret som "kerneområdekvadrater"), i 39 % af de kvadrater, som grænsede op til kerneområder og i ca. 20 % af kvadraterne i det øvrige Jylland. De oprindelige kerneområder, hvor kron dyr forekom før 1985, udgjorde således fortsat i 2001 tyngdepunkterne for de jyske kronvildtbestande. Tilsammen kunne 37 % af variationen i lokal forekomst af nedlagte kron dyr forklares ud fra landskabssammensætning og afstand til kerneområder. Udbyttet af kron dyr i kerneområderne var 3-8 gange højere end i resten af Jylland, hvis landskabssammensætningen tages i betragtning. Denne forskel skal nok primært forklares ud fra forskelle i afskydningspolitik og jagtpraksis. Landskabets urbaniseringsgrad ser ud til kun at have en svagt negativ indvirkning på såvel forekomsten som bestandstætheden, men disse effekter er små i forhold til den overordnede betydning af landskabets sammensætning og "kerneområdeeffekten". Da det uden tvivl er jagten, der p.t. begrænser kronvildtbestandens vækst og spredning, og det efter alt at dømme er den nuværende jagtlige praksis, der forårsager den skyhed, som får kron dyr til at undgå habitater, hvor de føler sig truet af mennesker, vil en lokal totalfredning over en periode formentlig være den mest effektive måde at sikre etablering og opbygning af nye lokale bestande.