BESTANDSANALYSE AF DANSKE RÅDYR

Videnskabelig rapport fra DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi nr. 542 2023

AARHUS
UNIVERSITET
DCE – NATIONALT CENTER FOR MILJØ OG ENERGI

BESTANDSANALYSE AF DANSKE RÅDYR

Videnskabelig rapport fra DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi

nr. 542 2023

Peter Sunde
Thorsten Johannes Skovbjerg Balsby
Thomas Kjær Christensen
Jonathan Lind Hansen
Martin Mayer

Aarhus Universitet, Institut for Ecoscience

AARHUS
UNIVERSITET
DCE – NATIONALT CENTER FOR MILJØ OG ENERGI

Datablad

Serietitel og nummer:	Videnskabelig rapport fra DCE - Nationalt Center for Miljø og Energi nr. 542
Kategori:	Rådgivningsrapporter
Titel:	Bestandsanalyse af danske rådyr
Forfattere:	Peter Sunde, Thorsten Johannes Skovbjerg Balsby, Thomas Kjær Christensen, Jonathan Lind Hansen, Martin Mayer
Institution:	Aarhus Universitet, Institut for Ecoscience
Udgiver:	Aarhus Universitet, DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi ©
URL:	http://dce.au.dk
Udgivelsesår:	Marts 2023
Redaktion afsluttet:	3. marts 2023
Faglig kommentering:	Niels Kanstrup
Kvalitetssikring, DCE:	Jesper Reinholt Fredshavn
Ekstern kommentering:	Ingen
Finansiel støtte:	Miljøstyrelsen
Bedes citeret:	Peter Sunde, Thorsten Johannes Skovbjerg Balsby, Thomas Kjær Christensen, Jonathan Lind Hansen, Martin Mayer (2023). Bestandsanalyse af danske rådyr. Aarhus Universitet, DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi, 70 s. - Videnskabelig rapport nr. 542 http://dce2.au.dk/pub/SR542.pdf
	Gengivelse tilladt med tydelig kildeangivelse
Sammenfatning:	I rapporten analyseres bestandsdata for rådyr baseret på vildtudbyttestatistikken og påkørsler i trafikken med henblik på at beskrive bestandens sammensætning og status samt variation i tid og rum. Analyserne har særlig fokus på at forklare nedgangen i det nationale vildtudbytte siden 2011.
Emneord:	Rådyr, vildtudbytte, bæreevne, fødekonkurrence, prædation, sygdom, fekunditet, kondition, bestandsudvikling
Layout:	Tinna Christensen & Else Staalsen
Illustrationer:	Tinna Christensen
Foto forside:	Thomas Kjær Christensen
ISBN:	978-87-7156-759-5
ISSN (elektronisk):	2244-9981
Sideantal:	70
Internetversion:	Rapporten er tilgængelig i elektronisk format (pdf) som http://dce2.au.dk/pub/SR542.pdf

Indhold

Forord **5**

Sammenfatning **6**

1 Indledning **7**
1.1 Baggrund og formål 7
1.2 Grundlæggende spørgsmål og arbejdshypoteser 9

2 Datagrundlag **13**
2.1 Vildtudbyttedata 13
2.2 Data på hjortevildt påkørt i trafikken, tæthed af veje og trafikvolumen 14

3 Bestandstætheder og bestandsudvikling **16**
3.1 Geografisk variation i bestandstæthed 17
3.2 Historiske ændringer i vildtudbytter 21
3.3 Resultater 22
3.4 Bestemmende faktorer for vækstrater (tidsserieanalyser) 26
3.5 Opsamling og uddybning af resultater 27

4 Køns- og alderssammensætning **30**
4.1 Analyser 30
4.2 Resultater 31
4.3 Opsamling 36

5 Kropsvægt **38**
5.1 Analyse 38
5.2 Resultater 39
5.3 Opsamling 44

6 Sammenhæng mellem vækstrate, fekunditet og råers kondition **45**
6.1 Analyse 45
6.2 Resultater 46
6.3 Opsamling og tolkning af resultat 46

7 Udvikling i og bestandsbegrænsende faktorer for rådyrbestandene i Sydnorge, Sydsverige og Nordtyskland **47**
7.1 Introduktion 47
7.2 Materiale og Metode 47
7.3 Bestandsudvikling i vores nabolande og angivne årsager dertil 49
7.4 Sammenfatning, diskussion og konklusion 56

8 Afsluttende diskussion **58**
8.1 Datagrundlagets troværdighed 58
8.2 Mulige årsager til de seneste års bestandsnedgange 59
8.3 Konklusion og afsluttende bemærkninger 62

9 Referencer 63

Appendix 1 70

Forord

Rådyret er vores mindste, mest talrige og udbredte hjorteart, som må opfattes som en karakterart i det danske landskab. De fleste danskere har også enten set eller hørt rådyret på marker eller i skove, enge eller moser. Andre har mødt rådyret i trafikken, hvor der relativt hyppigt registreres påkørsler, specielt i de mørke timer.

Som jæger kender de fleste rådyret som et klassisk jagtbytte, og der skydes årligt flere tusinde dyr i Danmark. Alle jægere skal indberette antal nedlagte dyr til Den danske Vildtudbyttestatistik, og måles der i antal nedlagte dyr, udgør rådyret nok det vigtigste jagtbytte rent mængdemæssigt og vel også økonomisk.

Vurderes den danske rådyrbestand ud fra antallet af nedlagte rådyr indberettet til Den danske Vildtudbyttestatistik, som går tilbage til jagtsæsonen 1941/42, har der været en meget kraftig stigning i bestanden gennem specielt 1970'erne og 1980'erne. Fremgangen fortsatte mere jævnt gennem 1990'erne frem til ca. 2010, hvorefter antallet af nedlagte rådyr er faldet markant.

Årsagerne til denne tilbagegang er blevet diskuteret intenst gennem de seneste 20 år, hvor specielt udbrud af sygdom, "den fynske rådyrsyge", hvor dyr er fundet afmagret og observeret med diarré, har været mistænkt for at være en medvirkende årsag. Andre faktorer, såsom fodring, landbrugsændringer, klimaændringer, har dog også været overvejet som medvirkende til tilbagegangen. Umiddelbart har der dog ikke været nogen enkeltfaktor, der kan forklare udviklingen de senest 20 år, hvilket har styrket behovet for at undersøge hvilke bestandsregulerende faktorer, der kan have været i spil og tilsvarende få vurderet udviklingen i bestandssammensætningen, som kan have haft indflydelse på eller været bestemmende for rådyrets bestandsudvikling i Danmark.

Denne rapport giver gennem detaljerede analyser en beskrivelse af udviklingen i den danske rådyrbestand ved at analysere de data, der er indleveret af jægere til vildtudbyttestatistikken og data om påkørsler af rådyr registreret i Schweissregistret. At det overhovedet er muligt at få et sådan indblik i den danske rådyrbestand, skyldes kun de mange jægere, der gennem årene har indberettet deres udbytte samt de mange Schweisshundeførere, der har eftersøgt påkørt vildt. Denne rapport udgør derfor også et fortjent skulderklap til alle de personer, der har bidraget med data gennem årene.

Sammenfatning

I rapporten analyseres bestandsdata for rådyr baseret på vildtudbyttestatistikken (1955-2020) og påkørsler i trafikken (2003-2010, 2017-2019) med henblik på at beskrive bestandens sammensætning og status samt variation i tid og rum. Analyserne har særlig fokus på at tilvejebringe viden, som kan forklare nedgangen i det nationale vildtudbytte siden 2011.

Tætheden (dyr per km2 landzone uden for hovedstadsområdet) af nedlagte og påkørte rådyr i perioden 2003-2020 var tæt positivt korreleret mellem kommuner (r = 0,82) og var højest i kommuner med mere end 25 % skovdække og 40-60 % dyrkningsareal samt øst for israndslinjen.

Siden 1955 har de nationale vildtudbytter udvist fem forskellige vækstfaser: 1955-1980 (+1,8 % per år), 1980-1995 (+6 % per år), 1995-2000 (stabil), 2000-2011 (+2,7 % per år) og 2011-2020 (-4,3 % per år).

Den nuværende nedgangsperiode indtraf først på Fyn (1996) og senest i Nordjylland (2013). Markante regionale fald i enkelte år (op til -23 % på Fyn) tyder på drastiske demografiske hændelser, såsom dødelige sygdomsudbrud.

Gennemsnitsvægtene på lam og råer i vildtudbyttet var negativt korreleret med bestandstæthed på kommuneniveau. Fra 2013-2020 øgedes gennemsnitvægten for lam med 3 % og var stabil for ældre dyr. Når der blev korrigeret for bestandstæthed (som faldt i perioden), faldt den tæthedskorrigerede vægt dog gennem perioden for både lam og ældre dyr, hvilket tyder på at den økologiske bæreevne har været faldende.

Antal lam per rå (udtryk for bestandens reproduktionsevne) var positivt korreleret med andelen af 2+-årige råer > 14 kg (brækket vægt), men ikke med bestandenes vækstrate. Dette kan indikere, at bestandenes vækstrater (som var negativ i undersøgelsesperioden) i højere grad har været drevet af dødelighed end af tæthedsafhængige reproduktionsrater.

Modsat Danmark, hvor det nationale vildtudbytte er faldet med 42 % siden 2011, har vildtudbytterne i Sydnorge, Sydsverige og Nordtyskland været stabile.

Det konkluderes, at de seneste to årtiers tilbagegang næppe skyldes øget prædation (ræv), konkurrence med andre hjortearter eller vejrforhold, men muligvis en kombination af en epidemisk sygdom i kombination med eller afledt af faldende økologisk bæreevne.

Hvis de bestandsbiologiske årsager til den fortsatte bestandsmæssige tilbagegang, som er et unikt dansk fænomen, skal findes, forudsætter det formentlig målrettende bestandsbiologiske undersøgelser af mærkede dyrs overlevelse, reproduktion og adfærd i nutidens danske landskaber.

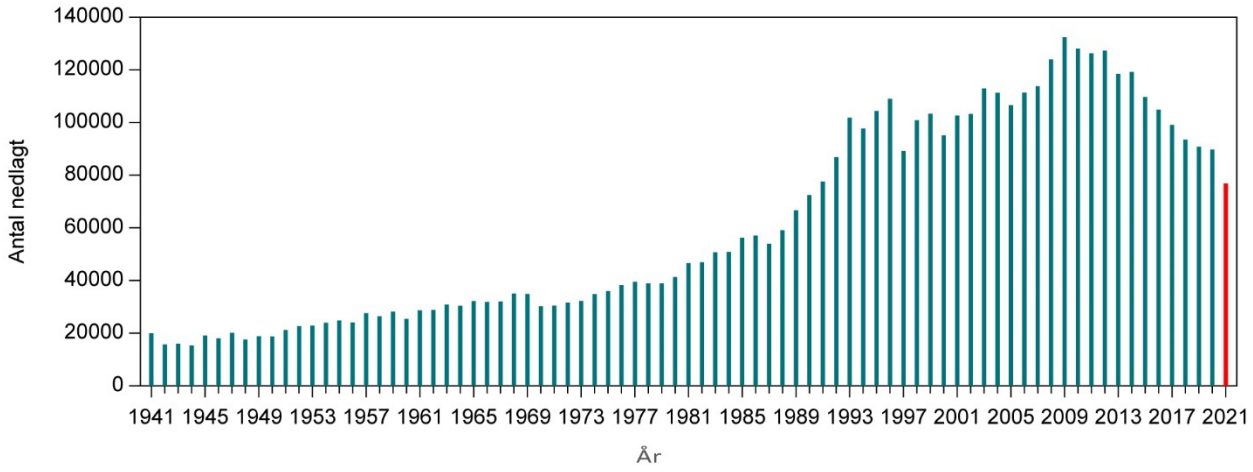
1 Indledning

1.1 Baggrund og formål

Rådyret (*Capreolus capreolus*), Danmarks mindste hjorteart, er en karakterart i det danske landskab, hvor det forekommer stort set overalt uden for egentlige byområder. Ud over at udfylde en vigtig rolle i naturen, har arten stor rekreativ værdi for befolkningen i almindelighed og for jægere som jagtobjekt. Målt i antal nedlagte dyr, kødmængde, jagtoplevelse og jagtlejeværdi er rådyret således en af Danmarks allervigtigste jagtbare arter.

Efter at have været i stort set permanent fremgang målt i vildtudbytter og geografisk udbredelse i løbet af hele det 20. århundrede, blev rådyret gennem mange år betragtet som en forvaltningsmæssig succes. Måske af samme grund har der ikke været udført meget bestandsbiologisk forskning på de danske rådyrbestande, siden Helmuth Strandgaard afsluttede sine legendariske bestandsundersøgelser af rådyr på Kalø og Borris i 1980erne. Den seneste overordnede analyse af de danske rådyrbestandes udvikling blev publiceret i 2002, med den dengang sigende titel "*Rådyret - fra fåtalligt til almindelig*" (Olesen m.fl. 2002).

Efter årtiers fremgang, som toppede med 132.372 nedlagte rådyr i jagtsæsonen 2009/10 har vildtudbytterne i det seneste årti været jævnt faldende (Figur 1.1). Det foreløbige minimum siden 1990 blev nået i jagtsæsonen 2020/21, hvor der blev indberettet 89.659 nedlagte rådyr, svarende til et fald på 32 % siden toppen i 2009/10. Hvis de foreløbige opgørelser for jagtsæsonen 2021/22 står til troende (76.792), var det seneste års vildtudbytte 42 % lavere, end da det toppede tolv år tidligere.



Figur 1.1. Vildtudbyttet for rådyr i Danmark 1941-2021. Opgørelsen for den seneste jagtsæson (2021/22) er endnu foreløbig.

Årsagen til denne tilsyneladende bestandsnedgang, som har fundet sted i hele landet, har indtil nu ikke været forsøgt belyst på grundlag af en systematisk analyse af bestandsdata.

Andre aspekter af rådyrbestandenes tilstand såsom køns- og alderssammensætning og kondition har heller ikke været belyst i nyere tid.

Manglende viden om de danske rådyrbestandenes tilstand og udvikling samt bagvedliggende årsager, har indtil nu udgjort en væsentlig hindring for enhver form for vidensbaseret forvaltningsdiskussion. Et første skridt på vejen mod et bedre videns- og forvaltningsmæssigt beslutningsgrundlag vil være at danne sig et overblik på basis af eksisterende bestandsdata.

Miljøstyrelsen har anmodet DCE - Nationalt Center for Miljø og Energi, Aarhus Universitet om på basis af foreliggende bestandsdata at beskrive bestandsudviklingen for rådyr i Danmark med særlig fokus på perioden efter 2000 samt om muligt at identificere de sandsynlige årsager bag op- og nedgange i vildtudbytterne.

Den foreliggende rapport er resultatet af denne bestilling. På grundlag af generelle bestandsdata baseret på Vildtudbyttestatistikken og eftersøgninger af påkørte dyr (Schweissregistret) analyseres rådyrets bestandsudvikling i Danmark. De to datakilder supplerer hinanden, idet de har forskellige styrker og begrænsninger.

Vildtudbyttestatistikkens primære værdi ligger i dets numeriske størrelse og omfang, idet vildtudbytter har været registeret på amtsplan siden 1955 og på kommuneplan siden 2007. Siden 2012 har vildtudbyttestatistikkerne endvidere omfattet (frivillige) indberetninger på køn, alder og kropsvægt, angivet som enten totalvægt eller brækket vægt. I kraft af datasættenes størrelse må man også forvente, at væsentlige bestandstrends i tid og rum vil manifestere sig i disse data.

Da jægere ikke nedlægger dyr tilfældigt, har vildtudbyttestatistikken dog også sine begrænsninger, ikke mindst i forhold til at beskrive bestandes køns- og alderssammensætning. Som et alternativ til vildtudbyttestatistikken udgør bestandsdata baseret på eftersøgning af påkørte dyr et vigtigt supplement, da dyr påkørt i trafikken alt andet lige må antages at udgøre et mere repræsentativt udsnit af den levende bestand end dyr nedlagt af jægere. Både i antal dyr og antal år (2003-10 og 2017-19) er data på påkørte dyr dog mere sparsomme end vildtudbyttestatistikken. Ved at holde de to typer statistikker op mod hinanden er det dog muligt (med visse forbehold) at beregne forskelle i jagttryk mellem køns- og aldersklasser.

Rapporten er delt op i en række kapitler, som beskriver status for tidsmæssig udvikling og geografisk variation samt mulige forklarende årsager i bestandstæthed, kropsvægt, køn og alder.

Rapporten indeholder også et kapitel om bestandsudviklingen i Danmarks geografiske nærområder, dvs. Sydnorge, Sydsverige og Nordtyskland.

I et afsluttende kapitel opsummeres, diskuteres og perspektiveres de fundne resultater.

Af hensyn til rapportens læsevenlighed er detaljegraden af de statistiske resultater og analytiske metodebeskrivelser forsøgt minimeret.

1.2 Grundlæggende spørgsmål og arbejdshypoteser

1.2.1 Bestandstæthed og -udvikling

Ud over at beskrive den observerede variation i bestandstæthed (udtrykt som vildtudbytte eller eftersøgte, påkørte dyr/km^2) geografisk og tidsmæssigt, er det af forståelses- og forvaltningsmæssige årsager af interesse at afdække de årsager, som kan forklare den observerede variation, ikke mindst det seneste årtis nedgange.

En lang række forskellige faktorer kan påvirke rådyrbestandes størrelse og tæthed (Figur 1.2). Bestandsændringer over tid skal derfor betragtes som et udtryk for resultatet af ændringer i de faktorer, som er styrende for bestandene. På grundlag af eksisterende viden om rådyrets bestandsbiologi og senere års bestandsudvikling vil denne analyse fokusere på følgende fire mulige årsagsforklaringer, som ikke udelukker hinanden gensidigt: (i) Reduceret økologisk bæreevne, (ii) øget konkurrence fra andre hjortevildtarter (i praksis krondyr *Cervus elaphus* og dådyr *Dama dama*), (iii) øget prædation (i praksis ræv *Vulpes vulpes*), og (iv) epidemisk sygdom (dvs. den "fynske rådyrsyge").

Helt grundlæggende vil enhver vildtbestands maksimale størrelse være begrænset af den mængde ressourcer, som landskabet tilbyder også kaldet den *økologiske bæreevne*. For rådyrs vedkommende vil det først og fremmest være føde. Hvis de seneste års bestandstilbagegange primært er drevet af en faldende bæreevne, vil dette med overvejende sandsynlighed skyldes ændringer i landskabets sammensætning (fx reduktion i mængden af småbiotoper) eller udnyttelse (fx ændret afgrødevalg eller gødningsregime) som har været til ugunst for råvildtet.

Når en rådyrbestands størrelse nærmer sig bæreevnen, vil stigende ressourceknaphed føre til dårligere kondition (lavere kropsvægte), som for råernes vedkommende medfører, at de føder færre lam med dårligere overlevelse (lavere fekunditet). Også voksenoverlevelsen kan blive påvirket negativt. Denne grundlæggende mekanisme, hvor bestandens vækstrate falder, jo tættere bestanden bliver, betegnes *tæthedsafhængighed*. Hvis de seneste års faldende nationale og regionale udbyttetal skyldes en generelt faldende bæreevne, kan vi derfor forvente, at det afspejles i faldende kropsvægte hos de nedlagte dyr.

Formodningen om at råvildtets generelle tilbagegang skyldes *fødekonkurrence med krondyr og dådyr*, bunder i at begge de to større hjortevildtarter er gået betydeligt frem i antal og udbredelse siden 2000, dvs. samtidigt med rådyrbestandenes stagnation og tilbagegang. Konkurrence-hypotesen er relateret til bæreevne-hypotesen i den forstand, at øget fødekonkurrence fra krondyr og dådyr reducerer bæreevnen for rådyr (Dolman & Waber 2008, Focardi m.fl. 2006, Richard m.fl. 2010).

Da både landskabsstruktur/driftsformer og bestandstørrelser af andre hjortevildtarter udvikler sig gradvist over en længere årrække, må vi forvente, at afledte effekter på bæreevnen for rådyr og dermed rådyrbestandenes størrelse, også ændrer sig tilsvarende langsomt. Da krondyr og dådyr ikke forekommer i hele landet, skal vi desuden forvente, at en evt. negativ effekt af disse to arter vil være af lokal karakter, dvs. være mest udtalt i de kommuner, hvor disse arter har høje bestandstætheder.

Prædationshypotesen forudsiger, at bestandsnedgangen har været drevet af en øget dødelighed pga. prædation, hvilket igen relaterer sig til tætheden og/eller prædationsadfærd hos relevante rovdyr. I Danmark er ræven det eneste almindeligt udbredte rovdyr, som vides at kunne udøve bestandsbegrænsende effekt på råvildtbestande, primært gennem prædation på nyfødte lam (Lindström m.fl. 1994). Hvis øget prædation er en medvirkende forklaring på de danske råvildtbestandes tilbagegang, skal man forvente en negativ sammenhæng mellem bestandstæthed og vækstrater hos rådyr. Tilsvarende vil man også forvente en negativ sammenhæng mellem rævetæthed og lam/råforholdet. Hvis en tæt rævebestand begrænser rådyrbestanden, og bestanden samtidig er under den økologiske bæreevne, vil man også forvente en negativ sammenhæng mellem rævetæthed og rådyrenes kropsvægte.

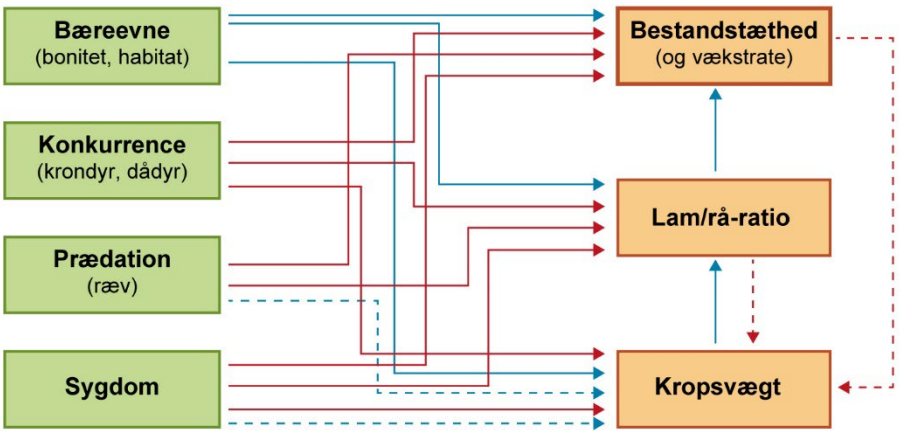
Sygdomshypotesen har baggrund i rapporter om periodevist lokale registreringer af forekomster af afmagrede og diarréramte rådyr og sammenfaldende bestandsnedgange. Fænomenet blev først rapporteret på Fyn omkring 2005 ("den fynske rådyrsyge") og siden i den øvrige del af landet.

Hvis de danske bestandsnedgange har været drevet af en smitsom sygdom, bør man ud fra epidemisk teori og empiri (Fryxell m.fl. 2014) som udgangspunkt forvente en eller flere bølger med kraftige, men kortvarige bestandsnedgange, som vil sprede sig i landskabet med udgangspunkt i epidemiens startsted, som det fx var tilfældet med under ræveskabsepidemien i 1980erne og 1990erne (Forchhammer & Asferg 2000). Efter at epidemi-bølgerne har "brændt ud" skulle man også forvente en fornyet bestandsvækst tilbage til den økologiske bæreevne. Hvis sygdommen ikke uddør, men fortsætter med at cirkulere i bestanden på mere permanent basis, bør man som udgangspunkt forvente en stabilisering af bestandstætheden, men på et lavere bestandsniveau end før, hvor den lavere bestandstæthed bremser smittespredning og dermed også sygdomsraten. I givet fald kan man over tid enten forvente stigende kropsvægte al den stund, at bestanden vil befinde sig længere under bæreevnen end før, eller hvis sygdomsramte dyr rammes af afmagring som rapporteret (Petersen & Chriél 2018), en aftagende kropsvægt, fordi andelen af syge og afmagrede dyr stiger.

Hvis udbrud og udbredelse af bestandsbegrænsende smitsomme sygdomme fremmes af høj bestandstæthed *per se*, skulle lokale bestandsnedgange alt andet lige indtræde tidligst i de bestande, som havde den største tæthed på kulminationstidspunktet.

I forhold til hvilke *demografiske parametre, dvs. voksenoverlevelse eller rekruttering*, som kan forbindes med bagvedliggende bestandsregulerede faktorer, vil især *forholdet mellem antal lam og antal råer, dvs. lam/rå-ratioen*, være af interesse, idet dette forhold afspejler, hvor mange lam der fødes og overlever sommeren per fødedygtig rå.

Hvis lam/rå-ratioen korrelerer positivt med bestandens vækstrate, indikerer dette at bestandsudviklingen er helt eller delvist styret af råernes realiserede fekunditet, dvs. hvor mange lam de føder og som overlever deres første sommer. Hvis lam/rå-ratioen korrelerer positivt med råernes kropsvægte, vil dette være en indikation af, at den realiserede fekunditet er koblet til råernes energibalance.



Figur 1.2. Mulige direkte (fuldt optrukne pile) og indirekte (stiplede pile) sammenhænge mellem fire miljøfaktorer som kan have positiv (blå) eller negativ (rød) indflydelse på de tre bestandsvariable, som det er muligt at kvantificere ud fra foreliggende bestandsdata (vildtudbyttestatistik og eftersøgninger af påkørte dyr). Indirekte sammenhænge opstår som følge af tæthedsafhængige faktorer, fx hvis øget dødelighed pga. prædation eller sygdomme fører til reduceret bestandstæthed, hvilket igen medfører forbedret kondition og reproduktionssucces pga. reduceret intraspecifik konkurrence.

Tabel 1.1. Forudsigelser for sandsynlige sammenhænge mellem variation i foreliggende bestandsdata og forklaringsvariable. Forudsigelser angivet med kursiveret skrift vurderes i praksis ikke at være testbare i det foreliggende datagrundlag og indgår derfor ikke i analyserne.

		Hypoteser		
Bestandsvariabel	**Bæreevne**	**Konkurrence**	**Prædation**	**Sygdom**
Tæthed: (rumlig skala)	Positiv sammenhæng med bonitet og habitat.	Negativ sammenhæng med tæthed af kronvildt/dåvildt (korrigeret for bonitet og habitat).	Negativ sammenhæng med tæthed af ræv (korrigeret for bonitet og habitat).	Bestandsnedgange har geografisk udbredelsesmønster. Måske positivt korreleret med bestandstæthed. Tilsvarende bestandsfald burde optræde i Nordtyskland (landfast med Jylland).
Bestandsudvikling: (tidsmæssig skala)	Gradvise/langsomme ændringer i bestandstæthed. Sammenfald med perioder, hvor de vides at være foretaget markante ændringer af arealanvendelse, fx indførelse af vintergrønne marker, brakordninger o.lign.).	Gradvise/langsomme ændringer i bestandstæthed. Negativ sammenhæng med tæthed af kronvildt/dåvildt.	Negativ sammenhæng med tæthed af ræv.	Kraftige fald over få år, efterfulgt af stabilisering eller bestandsstigning.
Lam/rå-ratio	Positiv sammenhæng med vækstrate. *Negativ sammenhæng med bestandstæthed (korrigeret for andre faktorer).*	*Negativ sammenhæng med tæthed af kronvildt/dåvildt (korrigeret for bæreevne og bestandstæthed).*	Negativ sammenhæng med tæthed af ræv.	Neutral eller positiv sammenhæng med vækstrate. Kan øge over tid hvis sygdom holder bestand under bæreevne.
Kropsvægt	Positiv sammenhæng med vækstrate og lam/rå-ratio.	*Negativ sammenhæng med tæthed af kronvildt/dåvildt (korrigeret for bæreevne og bestandstæthed.*	Positiv sammenhæng med tæthed af ræv.	Neutral eller positiv sammenhæng med vækstrate Kan øge over tid, hvis sygdom holder bestand under bæreevne.

Ud fra alle disse mulige direkte og indirekte årsagssammenhænge (Fig. 1.2) kan man opstille en oversigt over hvilke forudsigelser, som vil kunne bestyrke eller svække de alternative årsagsforklaringer (Tabel 1).

I praksis er det dog ofte vanskeligt ud fra bestandsdata at adskille de isolerede (partielle) effekter af samvirkende bestandspåvirkende faktorer. Som eksempel kan nævnes, at i det omfang bestandstætheden af både ræve og andre hjortevildtarter har en effekt på rådyrbestandes størrelse, så må denne effekt isoleret set forventes at være negativ gennem øget konkurrence og prædation. Hvis man sammenligner forskellige områder eller tidsperioder med forskellig økologisk bæreevne, som alle arter responderer positivt på, vil den statistiske sammenhæng mellem tætheden af rådyr og tætheden af de andre arter komme ud som værende positiv, medmindre man i analysen har korrigeret for denne bagvedliggende variation.

Af samme grund skal kausaliteten af statistiske sammenhænge mellem bestandstæthed/vækstrate af rådyrbestande og tætheden af andre arter tolkes med betydelige forbehold, ligesom analyser af rumlig (mellem kommuner) og tidsmæssig (over årrækker) variation og variable holdes adskilt. Effekten af bestandstæthedsvariable (tæthed af krondyr, dådyr og ræv) vil således kun blive testet i analyser, hvor den rumlige variation holdes konstant (stratificeret inden for kommuner) eller korrigeres for i form af landskabsvariable.

1.2.2 Køns- og alderssammensætning

Mens vildtudbyttet afspejler, hvad danske jægere vælger at nedlægge, repræsenterer den demografiske sammensætning af påkørte dyr i store træk den levende bestand.

Ved at sammenholde alders- og kønssammensætning for henholdsvis nedlagte og påkørte rådyr, er det muligt ikke blot at beskrive den omtrentlige køns- og alderssammensætningen for danske rådyrbestande, men også jægeres selektion for køns- og aldersklasser.

Foto: Thomas Kjær Christensen

2 Datagrundlag

2.1 Vildtudbyttedata

I Danmark bliver jægernes vildtudbytte årligt indsamlet af Miljøstyrelsen. Alle jægere skal ifølge loven indberette, hvilket og hvor meget vildt de har nedlagt i hver jagtsæson, og data samles i Den danske Vildtudbyttestatistik, som går tilbage til 1941 (se Strandgaard & Asferg 1980, data findes på Fauna.au.dk). Vildtudbyttet er siden 2006 indberettet på de 98 danske kommuner, mens det tidligere blev indberettet på 14 amter. Siden jagtsæsonen 2012/13 har jægerne haft mulighed for frivilligt at indberette oplysninger om køn, alder og måned for nedlagt råvildt, og der er årligt givet oplysninger om dette for mellem 30% og 60% af alle nedlagte rådyr (Christensen m.fl. 2022, data findes på Fauna.au.dk). Det har ligeledes været muligt at angive vægten på nedlagte rådyr, enten som totalvægt eller brækket vægt (uden indvolde).

Aldersbestemmelse af rådyr angives som lam, som er individer i deres første leveår (født efter 1. maj), ungdyr (1-årsdyr), som er individer i deres 2. leveår og udvoksede dyr, som har en levealder på mere end 2 år. Kønnet angives som han (buk/bukke lam) eller hun (rå/rålam).

I nærværende rapport indgår vildtudbyttedata i analyser af den tidsmæssige udvikling i afskydningen af rådyr. Nogle tidsmæssige analyser baseres på data fra de enkelte kommuner, mens andre analyser baseres på de 14 tidligere gamle amter. For at kunne udføre analyser for rådyr på amts-niveau frem til 2020, er data fra de nuværende kommuner lagt sammen, svarende til deres oprindelige placering i de gamle amter. For enkelte kommuner, som blev oprettet hen over de gamle amtsgrænser, er disse blevet henført til det amt, hvor størstedelen af det kommunale areal ligger. Den anvendte fordeling af de nuværende kommuner på de 14 tidligere amter fremgår af Appendiks 1.

Da rådyret kun forekommer fåtalligt i områder med bymæssig bebyggelse, og der i disse områder er meget begrænsede muligheder for at gå på jagt, beregnes udbyttet i de enkelte kommuner som antal nedlagt per km² landareal uden for byzoner. En række hovedstadskommuner består hovedsageligt af byzone, og understøtter derfor reelt meget få eller slet ingen rådyr (fx Frederiksberg). Ligeledes er afskydningen af krondyr og dådyr i hhv. Dyrehaven og på Amager fælled ikke repræsentativ for de vilde bestande i Danmark. Ikke desto mindre indberettes årligt vildtudbytter fra flere hovedstadskommuner, som helt åbenbart skyldes fejl. Data fra disse kommuner, som er listet i Appendiks 1, indgår i de nationale bestandstal, men ikke i analyser på kommuneniveau. Tilsvarende indgår Københavns amt ikke i analyser på amtsniveau.

Siden indberetning af nedlagt vildt blev obligatorisk i 1941, har jagttiden på rådyr ikke ændret sig væsentligt. Bukkejagten gennem to forårsmåneder (pt. 16. maj – 15. juli) har været af samme længde siden 1941, mens efterårsjagten på rådyr dog er blevet udvidet i 1997 fra at gælde 1. okt.-31. dec. til 1. okt.-15. jan. og igen udvidet til 1. okt.-31. jan. i 2011. Udvidelsen af jagttiden i 1997 medførte ikke en signifikant stigning i vildtudbyttet det følgende år og generelt medfører ændringer i jagttidens længde på danske vildtarter ikke til væsentlige ændringer i vildtudbyttet (Sunde & Asferg 2014). Af disse årsager, og fordi vildtudbyttedata fra rådyr er lineært korreleret med bestandsindekstal

fra Dansk Ornitologisk Forenings punkttællinger (Kahlert m.fl. 2015), antages vildtudbyttetal for rådyr i høj grad at afspejle den underliggende bestandstæthed i Danmark.

Data på antal nedlagte krondyr, dådyr og ræv indberettes på samme måde som for rådyr. Disse indgår, omregnet til tæthed (antal per km² landareal uden for byzone) i analyserne som mulige forklaringsvariable.

2.2 Data på hjortevildt påkørt i trafikken, tæthed af veje og trafikvolumen

2.2.1 Påkørsler af rådyr, krondyr og dådyr i trafikken

I Danmark registreres påkørsler af hjortevildt over hele landet af hundeførere tilknyttet det danske Schweissregister, som administreres af Naturstyrelsen. De enkelte schweisshundeførere foretager efter rekvisition fra bilister, Falck eller Politi, eftersøgninger med specialtrænede hunde af vildt der påkøres i trafikken, men som flygter fra påkørselsstedet.

I perioderne 2003-2010 og 2017-2019 har det været obligatorisk for schweisshundeførere at registrere tid og sted for alle de påkørsler, hvor der er foretaget en eftersøgning, og ligeledes at registrere art, køn og alder på det eftersøgte dyr hvis muligt. I den mellemliggende periode 2011-2016 var der kun krav om indberetning af det årlige antal af påkørsler med de enkelte arter, og der findes derfor ingen oplysninger om tid og sted for de enkelte hændelser og eftersøgninger i disse år.

Som for aldersbestemmelse af rådyr i Den danske Vildtudbyttestatistik er alderen af påkørt hjortevildt i Schweissregisterets database registreret som lam/kalv (1. leveår), ungdyr (2. leveår) og udvoksede dyr (levealder på mere end 2 år). Kønnet angives tilsvarende som enten han eller hun.

På samme måde som for dyr registreret nedlagt i vildtudbyttestatistikken, blev det totale antal påkørte dyr per år omregnet til tætheder (antal per km² uden for byzone), statistisk korrigeret for vejtæthed. I de statistiske analyser, hvor data er opdelt på kommune eller amt, indgår de samme kommuner og amter som beskrevet under vildtudbyttedata.

2.2.2 Tæthed af veje og trafikvolumen

Data på tætheden af veje i de enkelte kommuner er udtrukket fra vektor-data i Den Danske Kortforsyning (https://www.kortforsyningen.dk/), og beregnet som meter vej per hektar, for både større veje (asfalterede veje mere end 3 meter brede) og for alle veje (inklusive småveje).

Data på trafikvolumen udtrykt som antal millioner kilometer kørt i de enkelte kommuner er tilsvarende udtrukket fra Danmarks Tekniske Universitets Transportvaneundersøgelse (https://www.cta.man.dtu.dk/Transportvaneundersoegelsen/), som har eksisteret siden 2008. For at kunne gå længere tilbage i tiden blev trafikvolumen for årene 2003-2007 beregnet under antagelse af en lineær relation fra eksisterende data, og antallet af millioner kilometer kørt per hektar per år blev beregnet separat for de enkelte kommuner for hele perioden 2003-2019.

2.2.3 Snedække og landskabsstruktur-data

Data på snedækket i Danmark er anvendt til at relatere klimaeffekter til udviklingen i rådyrbestanden. Data på snedybde er udtrukket fra Danmarks Meteorologiske Instituts (DMI) database, hvor der findes der målinger af snedybde fra en række vejrstationer fra 1971 og frem. Den geografiske fordeling af målinger af snedybde har dog varieret gennem perioden, så derfor er data grupperet på målinger inden for de nuværende kommuner. For hver kommune er andelen af dage med minimum 5 cm sne fra oktober til april optalt, og for hver vinter beregnes gennemsnittet af alle kommuner, hvorfra der foreligger målinger. I perioden 1988 til 2002 måltes der kun snedybder i 3-4 kommuner (Gribskov, Odsherred, Langeland og Thisted), i de øvrige år måltes der snedybder i 10-52 kommuner. Overordnet bruges snedækket som et som et udtryk for vejrbetingelserne i perioden før og under den tidlige fosterudvikling hos beslåede råer.

Data på arealanvendelse i alle danske kommuner er registreret af Copernicus Land Monitoring Service (Corine Land Cover) (https://land.copernicus.eu/pan-european/corine-land-cover/). Data for Danmark på andel af areal med hhv. landbrugsafgrøder, græs, heder og 'andet' er medtaget i de relevante analyser. Bebyggede arealer og ferskvandsområder (søer, åer, mindre vandløb) indgår ikke i beregningen af arealanvendelsen for de enkelte kommuner. I nærværende rapport anvendes arealdata for 2012.

Foto: Thomas Kjær Christensen

3 Bestandstætheder og bestandsudvikling

I dette kapitel beskrives og analyseres den geografiske og historiske variation i bestandstætheder for rådyr samt hvilke faktorer, som evt. måtte korrelere med denne variation.

Som indeks for bestandenes tæthed bruges dels vildtudbyttet/km^2 på amts- (1955-2020) og kommuneniveau (2006-2020) samt antal påkørte og eftersøgte rådyr i Schweissregistret (statistisk korrigeret for lokal vejtæthed og trafikintensitet) på kommuneniveau (2003-2010, 2017-19).

Rådyrbestandes tæthed afhænger af en række miljøfaktorer såsom ressourcegrundlag (bæreevne), prædation og hårde vintre med dybt snedække (Cederlund & Liberg 1995). Historisk og geografisk variation i bestandstæthed skal derfor betragtes som et udtryk for resultatet af ændringer i de faktorer, som er styrende for bestandenes tæthed.

Helt grundlæggende vil den maksimale tæthed af rådyr (som for enhver anden vildtbestand) være begrænset af den mængde ressourcer, som landskabet tilbyder, også kaldet den *økologiske bæreevne*. For rådyrs vedkommende er dette primært føde (Cederlund & Liberg 1995).

Geografiske forskelle i bestandstætheder vil derfor typisk afspejle forskelle i fødeudbud, som igen afhænger af landskabets sammensætning, jordbundens frugtbarhed (bonitet), samt vækstsæsonens længde (Cederlund & Liberg 1995, Olesen m.fl. 2002). Tilsvarende vil stigende eller faldende udbyttetal over længere tidsperioder ofte afspejle underliggende ændringer i landskabets bæreevne. Et eksempel kan være den danske bestand, der efter at have vokset i løbet af det 20. århundrede, nu igen er på retur.

De seneste års bestandstilbagegange kan være drevet af enten en faldende bæreevne, pga. ændringer i land- og skovbrugsdriften, øget fødekonkurrence med krondyr (Richard m.fl. 2010) og dådyr (Dolman & Waber 2008, Focardi m.fl. 2006, Richard m.fl. 2010) samt prædation på rålam fra ræve (Lindström m.fl. 1994, Panzacchi m.fl. 2008, Aanes & Andersen 1996) eller en kombination af disse muligheder. Hvis det er konkurrence eller prædation fra andre arter, ville man i givet fald forvente, at bestandstætheden af råvildt og/eller ændringer i råvildtbestandenes årlige vækstrater ville korrelere negativt med bestandstætheden af disse arter, når der korrigeres for landskabets økologiske bæreevne.

I praksis er det dog vanskeligt at adskille de enkelte effekter på rådyrbestandens udvikling. Som eksempel vil øget bestandstæthed af andre hjortevildtarter og ræv have negativ effekt på rådyrbestandens størrelse. Men samtidig vil en lavere rådyrbestand reagere positivt i form af øget vægt og fekunditet i et landskab med høj bæreevne, så en statistisk sammenhæng mellem tætheden af de andre arter og rådyrenes vægt og fekunditet kan komme positivt ud medmindre man i analysen har korrigeret for de bagvedliggende variationer. Af disse grunde skal statistiske sammenhænge mellem bestandstæthed/vækstrate af rådyrbestande og tætheden af andre arter tolkes med stor skepsis, da de ikke behøver at være kausale.

3.1 Geografisk variation i bestandstæthed

3.1.1 Analyse

I denne analyse modelleres den gennemsnitlige tæthed (D_t) på kommuneniveau af rådyr i henholdsvis vildtudbytte og blandt påkørte dyr som funktion af kommunens andel af skov og dyrket land, samt kommunens placering i forhold til israndslinjen. Sidstnævnte variabel medtages, da jordene vest for israndslinjen har lavere bonitet og derfor forventes at oppebære lavere tætheder end jorde øst for israndslinjen. I de kommuner, som krydses af israndslinjen, henføres kommunen til den kategori som dækker størstedelen af arealet i kommunen. Analysen gennemføres for perioderne 2006-2010 (vildtudbytte)/2003-2010 (påkørte) og 2017-2019 (begge datasæt, bemærk dog at der findes data for vildtudbyttet til og med 2020). Perioderne er valgt, fordi de korresponderer med de år, hvor der foreligger registreringer af påkørte dyr. Mens den første tidsperiode falder sammen med stigende vildtudbytter i de fleste dele af landet, var alle danske rådyrbestande i tilbagegang i den anden periode (se nedenfor).

Modellen for en periode bliver således:

$D_t = skov + skov^2 + dyrket + dyrket^2 + israndslinjen\ (øst\ vs.\ vest)$

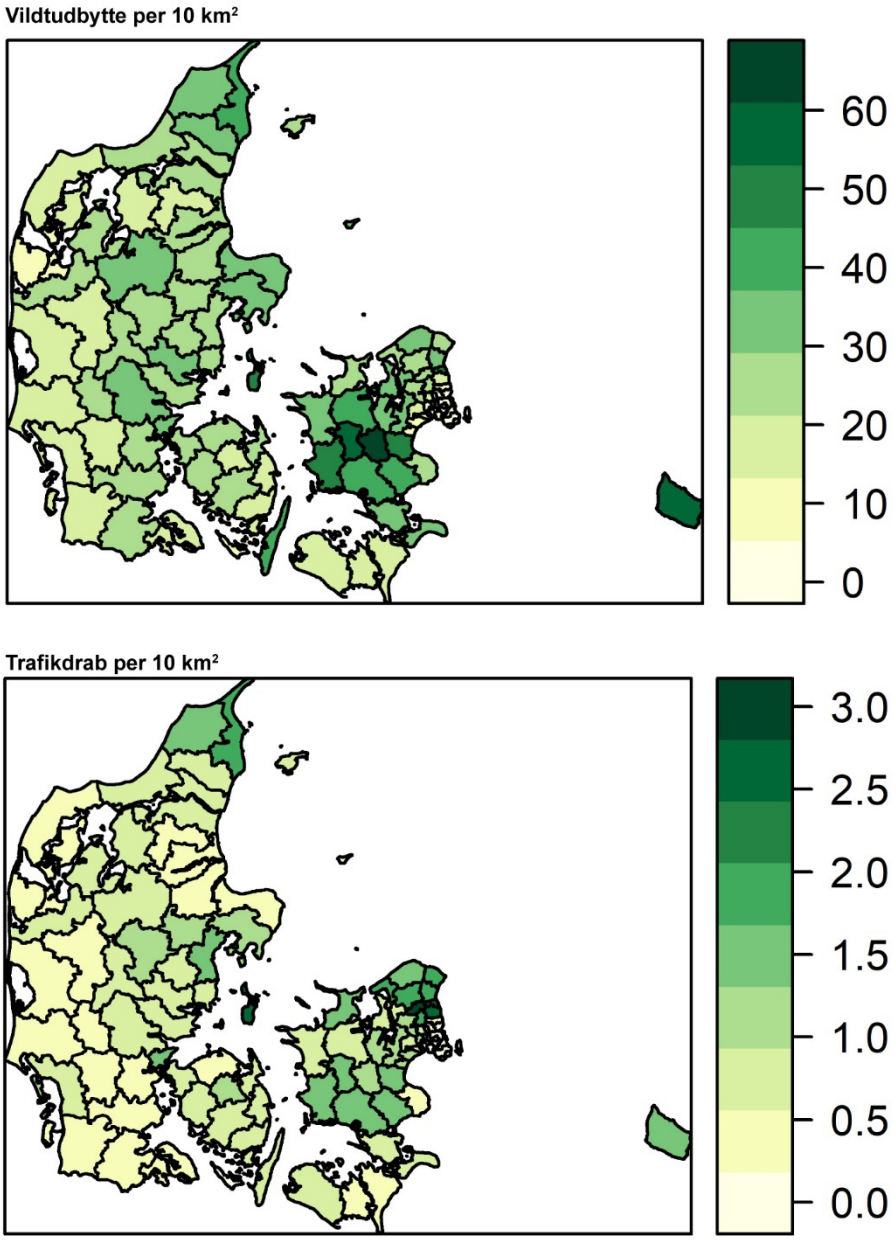
Hvor *skov* og *dyrket* er andelen af kommunernes landareal uden for byzoner, som er dækket af henholdsvis sammenhængende trævegetation eller har dyrkningsstatus.

For hver periode testes modellen som en general lineær model i proc GLM i SAS-version 9.4 (SAS Institute, Cary, NC).

3.1.2 Resultater

De højeste vildtudbytter per km² i perioden 2006-2020 blev rapporteret i Ringsted (9,14: 2010), Bornholm (8,30: 2009) og Samsø (8,18: 2013), mens de laveste vildtudbytter blev rapporteret fra Ærø (0,46: 2011), Fanø (0,64: 2020) og Greve (0,66: 2008), svarende til en relativ forskel i bestandstæthed på en faktor 15 på de tre højeste og tre laveste kommuneestimater.

Det gennemsnitlige kommunale vildtudbytte per km² (Figur 3.1, øverst) og antal påkørte rådyr per km² korrigeret for vejstruktur (Figur 3.1, nederst) over hele perioden var positivt korreleret (Pearson's $r = 0.82$, $p < 0{,}0001$), med en forklaringsprocent på 38 (r^2=0,38).



Figur 3.1. Kommunevise tætheder af rådyr i vildtudbyttet (2006-10: øverst) og registret påkørt (2003-2010 og 2017-19: nederst).

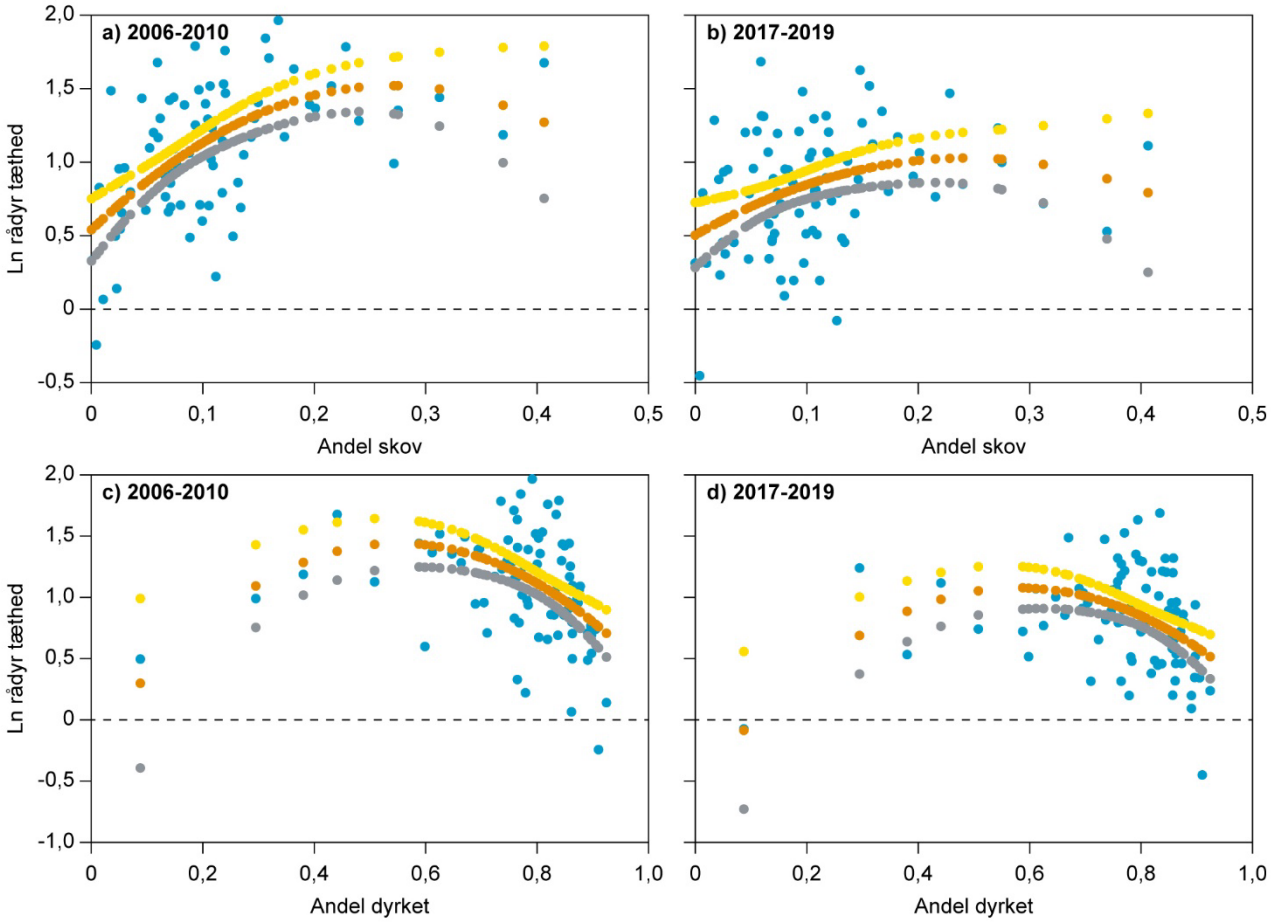
Sammenhængen mellem landskabssammensætning på kommuneniveau og rådyrtæthed var gennemgående ens for nedlagte og påkørte rådyr (Tabel 3.1). Navnlig i den første periode steg rådyrtætheden således med en stigende kommunal dækningsgrad af skov (Tabel 3.1) i intervallet 0-25 % skovdække (Figur 3.2, 3.3), og i alle perioder faldt rådyrtætheden med faldende andel af dyrket land i de kommuner, som var dækket af mere end 60 % agerland, hvorimod den steg i de kommuner, der havde 8-40 % agerland (Figur 3.2, 3.3). I begge perioder fandtes de højeste rådyrtætheder altså i kommuner med mindst 25 % skovdække og 40-60 % agerland (byzone fraregnet).

I perioden 2003-2010 blev der nedlagt og påkørt 20-22 % flere rådyr per km² i kommuner øst for israndslinjen sammenlignet med kommuner vest for israndslinjen (Tabel 3.1). I perioden 2017-19 var rådyrtætheden 36-40 % højere i kommuner øst for israndslinjen sammenlignet med kommuner vest for israndslinjen (Tabel 3.1).

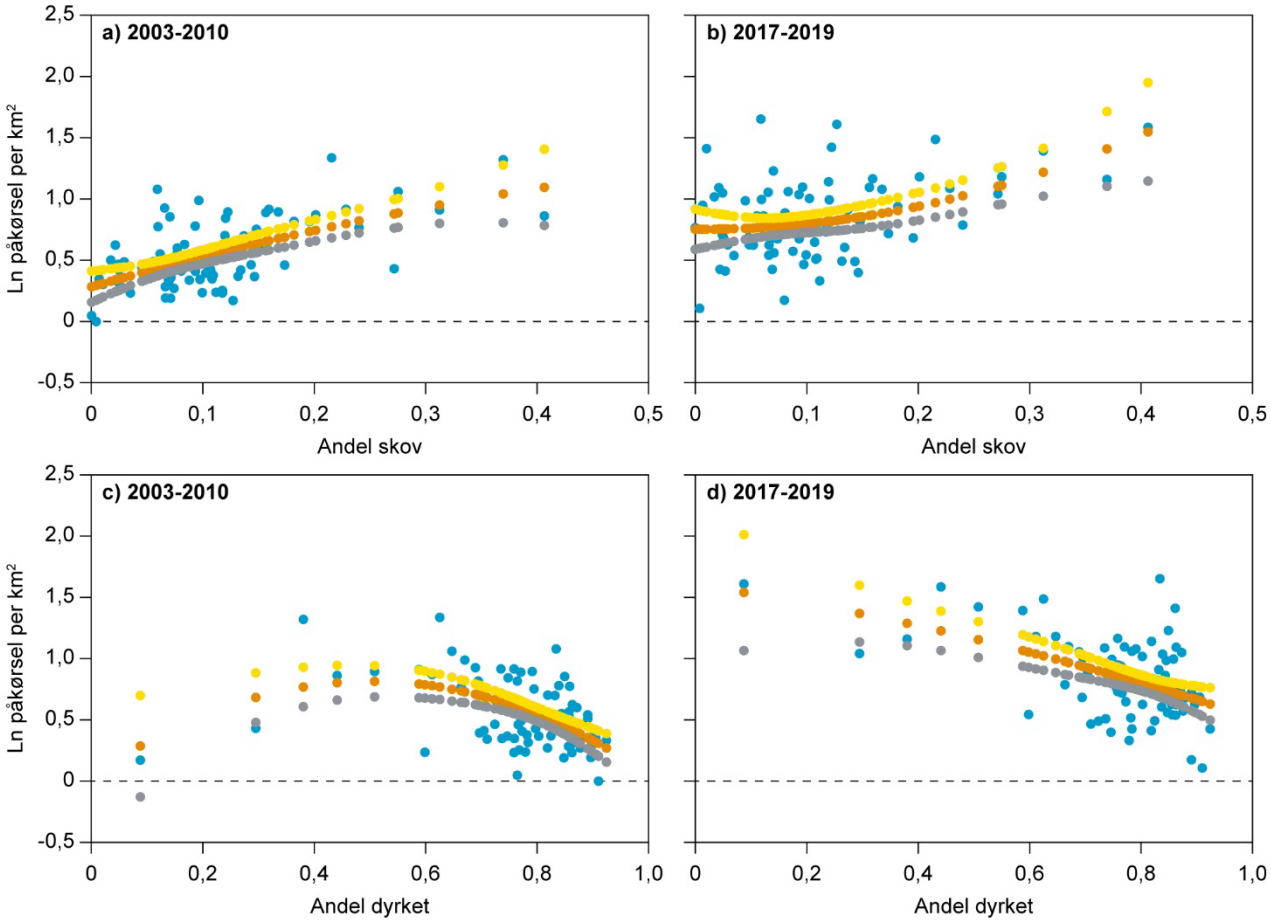
Tabel 3.1. Estimater for sammenhænge mellem henholdsvis gennemsnitligt vildtudbytte af rådyr per km^2 per år og gennemsnitlig antal påkørte rådyr på kommuneniveau per år i hver af perioderne i forhold til landskabsfaktorer (andel af landareal dækket af skov; andel af landareal dækket af agerland) og om kommunen (helt eller hovedsageligt) befinder sig øst for israndslinjen. B: Koefficientestimat, SE: SE(B), LCI: Nedre grænse for 95 % konfidensinterval, UCL: Øvre grænse for 95 % konfidensinterval; P: Sandsynlighed for at afvigelse fra (B=0) skyldes tilfældigheder (fede typer angiver at p < 0,05). Interceptet er modellens skæring med y-aksen. Bemærk, at varigheden af den første periode er lidt forskellig for vildtudbytte og påkørselsdata, da vildtudbyttet først findes på kommuneniveau fra 2006, mens påkørselsdata findes fra 2003.

	2006-2010 (vildtudbytte)/2003-2010 (påkørsler)					2017-2019				
Parameter	B	SE	LCI	UCI	*P*	B	SE	LCI	UCI	*P*
Vildtudbytte/km^2										
Intercept	-0,70	0,42	-1,55	0,14	0,10	-0,72	0,42	-1,55	0,12	0,09
Skov	6,57	1,55	3,49	9,65	**<0,001**	2,89	1,53	-0,15	5,94	0,06
Skov^2	-12,07	4,08	-20,20	-3,94	**<0,01**	-3,97	1,18	-15,88	0,19	0,06
Dyrket	3,80	1,38	1,05	6,56	**<0,01**	4,55	1,37	1,83	7,27	**<0,01**
Dyrket^2	-2,93	1,20	-5,31	-0,54	**0,02**	-3,97	1,18	-6,33	-1,64	**<0,01**
Israndslinjen (øst)	0,18	0,11	-0,03	0,40	0,09	0,34	0,11	0,13	0,55	**<0,01**
Påkørsler										
Intercept	-0,31	0,24	-0,81	0,18	0,21	1,52	0,30	0,92	2,11	**<0,001**
Skov	2,01	0,90	0,20	3,81	**0,03**	-1,23	1,10	-3,31	1,06	0,31
Skov^2	-1,09	2,39	-5,85	3,67	0,65	3,02	2,90	-2,75	8,79	0,30
Dyrket	2,00	0,81	0,39	3,62	**0,02**	-0,86	0,98	-2,80	1,09	0,38
Dyrket^2	-1,72	0,70	-3,11	-0,32	0,65	-0,34	0,85	-2,04	1,35	0,69
Israndslinjen (øst)	0,20	0,06	0,07	0,32	**<0,01**	0,31	0,08	0,16	0,47	**<0,001**

Foto: Thomas Kjær Christensen



Figur 3.2. Antal rådyr nedlagt per km^2 (gennemsnit per år; ln-transformeret) som funktioner af kommuners dækningsgrad af henholdsvis skov (øverst) og dyrkede arealer (nederst) i 2006-2010 og 2017-19. Blå prikker repræsenterer enkeltobservationer (kommuner), orange prikker den estimerede funktion (kvadratisk), mens gule og grå prikker repræsenterer de øvre og nedre 95 %-intervaller.



Figur 3.3. Antal påkørte rådyr per km^2 (gennemsnit per år; ln-transformeret) som funktion af kommuners dækningsgrad af henholdsvis skov (øverst) og dyrkede arealer (nederst) i 2003-2010 og 2017-2019. Blå prikker repræsenterer enkeltobservationer (kommuner), orange prikker den estimerede funktion (kvadratisk) og gule og grå prikker repræsenterer de øvre og nedre 95 % intervaller.

3.2 Historiske ændringer i vildtudbytter

3.2.1 Baggrund og formål

Bestandsudviklingen for rådyr har siden midten af det 20. århundrede ikke været jævn, men kan deles op i tidsfaser med forskellige vækstrater. I dette kapitel afdækkes først de forskellige vækstfaser nationalt og lokalt (3.3.1). Dernæst (3.3.2) undersøges det, i hvilket omfang de årlige ændringer i vildtudbytter på amts- (1995-2020) og kommuneniveau (2007-19) måtte afhænge af bestandstæthed, vejrforhold og tætheden af ræv (prædator på rålam), krondyr og dådyr (interspecifik konkurrence) og rådyrtæthed i det foregående år (intraspecifik konkurrence).

3.2.2 Tidspunkter for ændringer i bestandsvækst, 1955-2020

Ved hjælp af en særlig statistisk metode kaldet "knækpunktsanalyse" (Carstensen & Weydmann 2012), er det muligt at adskille perioder med forskellige vækstrater. Dermed kan man tidsfæste, hvornår en bestand går fra én vækstfase til en ny, dvs. hvornår der er sket en ændring i bestandens dynamik. I dette kapitel beskrives de forskellige vækstfaser i vildtudbyttet for hele Danmark, og delt på amt.

Til slut undersøges for, om der er en sammenhæng mellem, hvilket år vildtudbytterne nåede deres lokale (amtsvise og kommunale) toppunkter og de

lokale bestandstætheder og/eller af afstanden til Fyn (evt. sygdomsspredning), herunder om det kan påvises at knækpunktet for nedgang i vildtudbyttet i 2000erne og 2010erne indtraf først i de tætteste bestande. Hvis lokale bestandsnedgange skyldtes en epidemisk spredt sygdom, som først forekom og evt. blev udbredt fra Fyn, burde tidspunkterne for bestandsnedgangen være negativt korreleret med den biologiske spredningsafstand fra Fyn.

3.2.3 Analyse

Analysen omfatter de ln-transformerede værdier af det nationale og amtslige vildtudbyttetal for perioden 1955-2020. Vi benyttede knækpunktanalysen til at opdele tidserierne for vildtudbytte i lineære segmenter med samme hældning, dvs. samme vækstrate. Metoden går ud på for hver tidsserie at beregne den bedst mulige statistiske model, som inddeler tidsserien i et givet antal lineære segmenter.

Den mest simple model består af et enkelt lineært segment (intet knækpunkt) og svarer til en almindelig lineær regressionslinje (konstant vækstrate gennem hele perioden). Den næstmest simple model består af to lineære segmenter (et knækpunkt: to faser med forskellig vækstrate), den tredjemest simple model består af tre segmenter (to knækpunkter: tre faser med forskellig vækstrate) og så fremdeles. Den model, der bedst beskriver de forskellige vækstfaser, afgøres af det korrigerede Akaike's Informationskriterium, AICc: (Burnham m.fl. 2011)).

For at undersøge om tidspunktet for indtrædelse af de amtslige bestandstilbagegange hænger sammen med rådyrtætheden (bæreevne) og/eller afstanden til Fyn (sygdomsspredning), blev anvendt en kovariansanalyse (Proc GLM i SAS 9.4). De afhængige variable er årstallet for kulmination i de amtslige vildtudbytter (henholdsvis det estimerede og det observerede årstal). Som forklaringsvariable benyttedes vildtudbytte per km^2 i kulminationsåret (udtryk for bestandstæthed) og amtets relative afstand til Fyn (angivet i antal amtsgrænser mellem Fyn og det pågældende amt). Data fra Fyn indgik ikke i de analyser, hvor afstanden til Fyn indgik som forklaringsvariabel, al den stund Fyn var referencepunkt.

3.3 Resultater

3.3.1 Nationale vildtudbytte

I perioden 1955 til 2020 er identificeret fem tidsperioder med forskellige vækstrater (Figur 3.4).

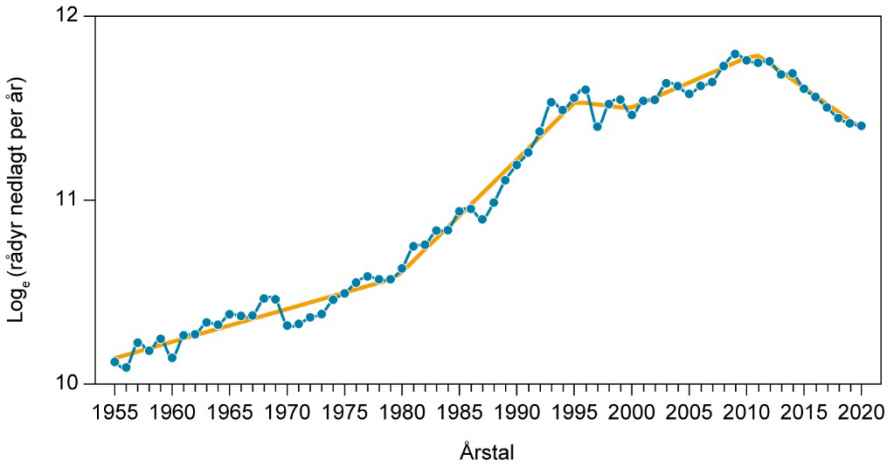
I den første og længste periode (1955-80), som strakte sig over 25 år, steg vildtudbyttet med knap 2 % per år (λ=1,018, r = 0,0178) svarende til en 56 % øgning i løbet af hele perioden.

Fra 1980 til 1995 observeres den højeste relative, årlige stigning i vildtudbyttet, som i denne periode voksede med godt og vel 6,3 % per år (λ=1,063, r = 0,0613), svarende til en total øgning i vildtudbyttet på yderligere 84 %.

I perioden 1995-2000 var vildtudbyttet konstant.

Fra 2000 til 2011 steg vildtudbyttet igen med 2,7 % per år (λ = 1,027, r = 0,0270). I rene tal blev det højeste nationale vildtudbytte nået i 2009 med 132.372 nedlagte rådyr.

Ifølge den statistiske model indtraf det seneste 'knæk', som indledte den nuværende nedgangsfase, i 2011. Fra 2011 til 2020 er vildtudbyttet faldet med 4,4 % årligt (λ = 0,957, r = -0,0438), svarende til en samlet nedgang på 29 %.



Figur 3.4. Udvikling i det nationale udbytte for rådyr 1955-2020 (log$_e$-transformeret y-akse: 10 = 22.026, 11= 59.874, 11,8 (toppunkt) = 133.252 rådyr). De blå punkter er de observerede udbytter, mens den orange linje angiver knækpunktsanalysens beregnede udbyttetal for de fem tidsperioder.

Tabel 3.2. Årstal for kulmination i amtsvise vildtudbytter af rådyr angivet for det højest observerede antal nedlagte rådyr (Maximum) og årstallet for den estimerede kulmination i knækpunktsanalysen (Knækpunkt). Desuden er angivet udbyttet per km^2 på kulminationstidspunktet samt den relative afstand til Fyn opgjort som antal amtsgrænser mellem Fyn og det pågældende amt.

	Årstal for kulmination			Afstand til
Amt	Maximum	Knækpunkt	udbytte/km^2	Fyn
Fyn	1996	1996,0	4,80	0
Vejle	2009	1997,5	3,55	1
Sønderjylland	1995	2004,4	2,80	1
Bornholm	2009	2006,4	8,30	3
Vestsjælland	2010	2008,0	5,60	1
Århus	2009	2008,9	2,90	2
Ribe	2009	2009,6	2,45	2
Storstrøm	2009	2010,3	3,98	2
Frederiksborg	2010	2011,1	4,79	3
Viborg	2014	2011,5	3,08	3
Ringkøbing	2012	2012,5	3,52	2
Nordjylland	2014	2013,0	3,55	3

3.3.2 Vækstrater på amtsniveau

Udviklingen i vildtudbytter fulgte delvist forskellige mønstre i de forskellige amter, om end der på amtsniveau kun kunne estimeres mellem 3 og 4 segmenter med forskellig bestandsvækst (Figur 3.5). Fælles for alle amter gælder dog, at vildtudbytterne steg markant i 1980erne og de tidlige 1990erne, toppede mellem 1995 og 2014, og er faldet lige siden (Figur 3.5).

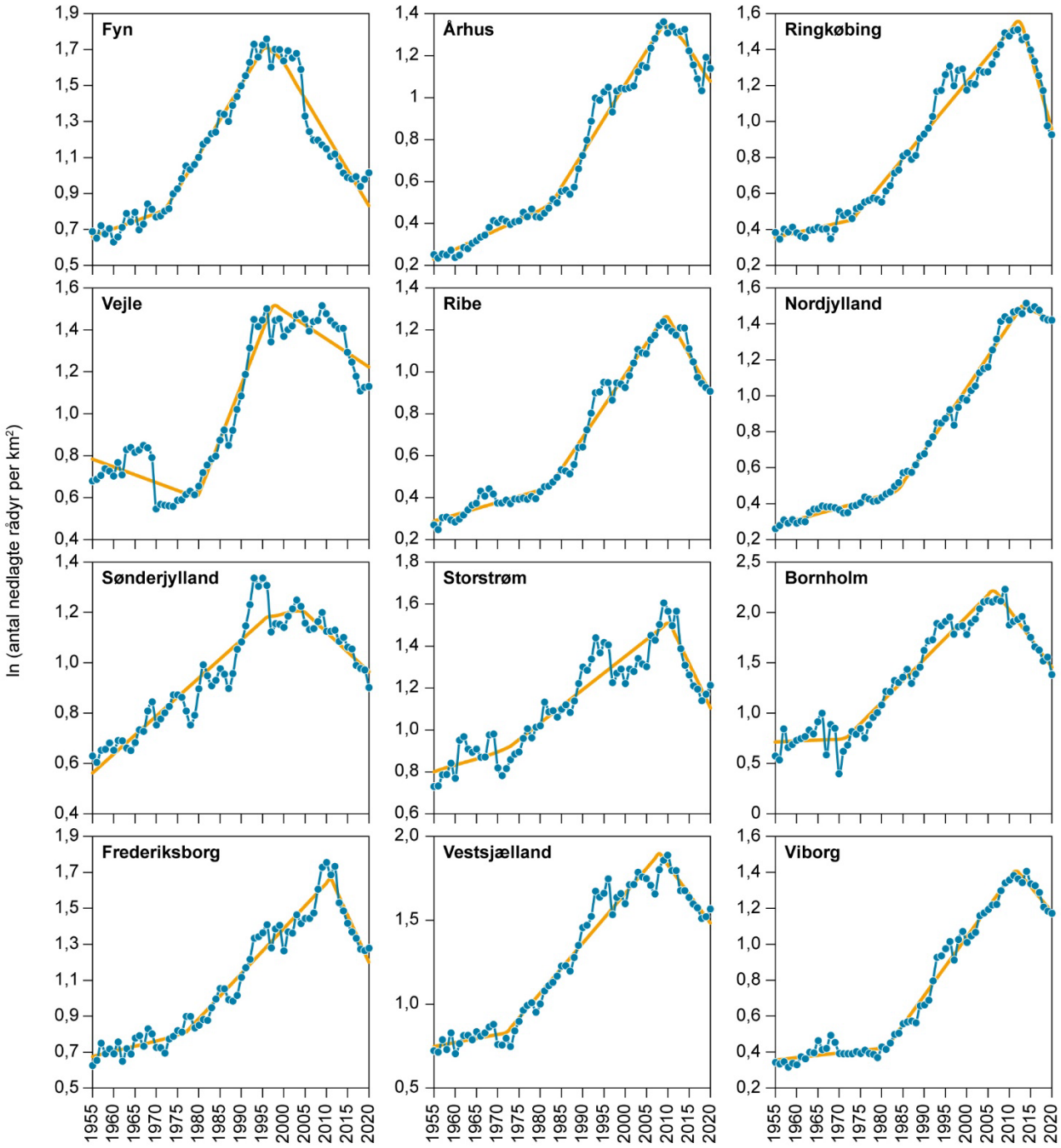
Ifølge knækpunktanalyserne indtræder den nuværende nedgangsperiode tidligst på Fyn (1996) efterfulgt af Vejle (1998), Sønderjylland (2004) og Bornholm (2006) (Tabel 3.3, Figur 3.5). Målt i absolutte tal (enkeltår med det højest registrerede amtslige vildtudbytte), kulminerede vildtudbyttet for rådyr dog tidligst i Sønderjyllands amt (1992-95). I den anden ende af tidsskalaen knækkede udbyttekurven senest i Nordjyllands amt (2013) (Figur 3.5).

På basis af en kvalitativ vurdering af de årlige udbyttetal, er det tydeligt, at de forskellige amter udviser stor variation i længden på stagnationsperioden mellem den seneste stignings- til nedgangsfase, som varierede fra ganske få år (fx Ringkøbing, Viborg, Frederiksborg) til over 20 år med relative stabile (fx Vejle) eller fluktuerende (fx Sønderjylland) udbyttetal (Figur 3.5).

Efter bestandsknækkene indtraf, er de årlige kraftigste fald observeret i henholdsvis Ringkøbing (2014-2020: 8 % årlig nedgang [λ = 0,921]), Frederiksborg (2013-2020: 5 % årlig nedgang [λ = 0,949]) og Fyn (2001-2020: 4 % årlig nedgang [λ = 0,961]). For alle tre amters vedkommende forekom der inden for disse perioder drop fra den ene jagtsæson til den næste på op til 23 % (Fyn: 2004-2005) og 18 % (Frederiksborg: 2012-2013, Ringkøbing: 2018-2019) (Figur 3.5). I alle tilfælde fortsatte vildtudbyttet med at falde i de efterfølgende år, hvilket indikerer, at faldene var udtryk for reelle bestandsnedgange og ikke forbigående reduktioner i jagttryk.

Den mest beskedne årlige nedgang i vildtudbyttet efter bestandskulminationen finder man i Nordjyllands amt, hvor nedgangen i vildtudbyttet siden 2014 er faldet med 1% årlig (λ = 0,990) (Figur 3.5).

Foto: Thomas Kjær Christensen



Figur 3.5. Antal rådyr nedlagt per km^2, 1955-2020, delt på amter ($\log_e$-transformeret y-akse: 0 = 1 per km^2, 0,5 = 1,65 per km^2, 1 = 2,72 per km^2, 2 = 7,39 per km^2, 2,5 = 12,2 per km^2). Amterne er ordnet i rækkefølge fra øverste venstre hjørne og ned, efter hvilket år den permanente nedgang i vildtudbyttet indtraf ifølge det seneste knækpunkt. Bemærk forskellig skala for de enkelte amter.

Årstal for kulmination i de amtslige vildtudbytter (Tabel 3.2) korrelerede ikke med årstal for kulmination i bestandstætheden af rådyr (Tabel 3.3), men korrelerede signifikant positivt med amtets relative afstand til Fyn (Tabel 3.3). Nedgangene i amtslige vildtudbytter indtraf med andre ord senere, jo længere væk amtet befandt sig fra Fyn.

Tabel 3.3. Statistiske sammenhænge mellem årstal for henholdsvis estimeret og observeret bestandsmaksimum på amtsbasis (Tabel 3.2) og bestandstæthed (dyr nedlagt per km^2 ved bestandsmaksimum) og afstand til Fyn. Fyns amt indgår ikke i analyser som indeholder afstand til Fyn, da Fyns amt bruges som referencepunkt. Fed skrift angiver signifikant korrelation.

		Estimeret maksimum (knækpunkt)					Observeret maksimum				
Prædiktor	**Korrigeret for**	**b**	**SE(b)**	**t**	**df**	**p**	**b**	**SE(b)**	**t**	**df**	**p**
Dyr/km^2*	-	-0,55	1,08	-0,51	10	0,62	0,06	1,20	0,05	10	0,96
Dyr/km^2§	-	-0,25	0,88	-0,28	9	0,78	0,38	1,00	0,38	9	0,71
Dyr/km^2§	Afst. Fyn	-0,75	0,71	-1,07	8	0,32	-0,08	0,91	-0,09	8	0,93
Afst. Fyn§	-	3,41	1,38	2,46	9	**0,036**	3,46	1,67	2,07	9	0,069
Afst. Fyn§	Dyr/km^2	3,81	1,43	2,68	8	**0,028**	3,50	1,84	1,90	8	0,094

*: Fyn inkluderet i analyse. §: Fyn ikke inkluderet i analyse.

3.4 Bestemmende faktorer for vækstrater (tidsserieanalyser)

Rådyrbestandes tæthed bestemmes af en række faktorer, først og fremmest områdets bæreevne (fødeudbud) i samspil med konkurrence med andre arter (fx krondyr og dådyr) om samme føde, men kan derudover også påvirkes negativt af dødsfaktorer, såsom prædation og hårde vintre. Jo større bestanden er i forhold til et områdes økologiske bæreevne, jo højere er dødeligheden og jo færre lam bliver født og overlever, hvilket igen påvirker bestandens vækstrate negativt. Derfor vil bestandens vækstrate også være negativt korreleret med bestandens størrelse (tæthedsafhængig bestandsregulering). Det samme gælder tætheden af fx konkurrenter eller prædatorer, hvis de vel at mærke betyder noget for rådyrbestanden.

Ved at undersøge, hvorledes rådyrbestandes årlige vækstrater (dvs. forholdet mellem hvor mange dyr, der nedlægges det ene år i forhold til, hvor mange dyr, der nedlægges i det efterfølgende år) hænger sammen med variable, som også ændrer sig over tid (bestandstæthed af rådyr og andre arter, vejrforhold m.v.) kan man identificere, hvilke af disse som påvirker rådyrbestande i positiv eller negativ retning.

3.4.1 Analyser

I tidsserie-analyser er den afhængige variabel populationens årlige vækstrate $r = \ln(D_{t+1}/D_t)$, hvor D_t og D_{t+1} er bestandstætheden (udtrykt som vildtudbytte/km^2) i året (jagtsæsonen) t og t+1 (den efterfølgende jagtsæson). Heraf følger, at den statistiske observationsenhed er intervallet mellem efterfølgende jagtsæsoner i et givet geografisk område, som i dette tilfælde var kommune (2007-2020, 13 års-intervaller). Da tætheden af rådyr er forskellig i forskellige landsdele, blev de geografiske områder (kommuner) inkluderet i analyserne som enten en tilfældig ("random effect") eller systematisk virkning ("fixed effect"). Modeller, som klassificerer amter som tilfældige virkninger, har den fordel, at de geografiske enheder (amter) betragtes som overordnede observationsenheder ("multi level analyse") og at effekten af kovariater (fx tæthed af krondyr) kan estimeres på tværs af kommuner. Ulempen er at det kan være vanskeligt præcist at adskille rumlig og tidsmæssig variation. Modeller, hvor amter er klassificeret som systematiske virkninger, har den fordel, at al variation mellem amter er inkluderet i amts-faktorer, så modellen kun vægter variation inden for det enkelte amt. Man kan dermed være sikker på at en signifikant effekt af en given kovariat alene skyldes den variation, som har kunnet påvises inden for hver kommune over tid. Da de to modelalternativer har forskellige fortrin, bringes resultatet af begge modeller.

Inden for hvert geografiske område blev den årlige variation i r (vækstrate) testet i forhold til følgende faktorer, som alle varierede over tid (fra år til år):

$$\ln(D_{t+1}/D_t) = D_t + \text{dådyr}_t + \text{krondyr}_t + \text{ræv}_t + \text{sne}_t$$

hvor:

D_t er tætheden af rådyr (vildtudbytte/km^2),

dådyr$_t$ er tætheden af dådyr (vildtudbytte/km^2),

krondyr$_t$ er tætheden af krondyr (vildtudbytte/km^2),

ræv$_t$ er tætheden af ræv (vildtudbytte/km^2) og

sne$_t$ er antal døgn med mindst 5 cm sne fra oktober i år t-1 til april i år t.

Inden analysen blev alle forklaringsvariable standardiseret, så de indgik i analysen med en middelværdi på 0 og en standardafvigelse på 1, hvilket gør at de forskellige koefficienter er umiddelbart sammenlignelige. Analyserne blev udført vha. MIXED-proceduren i SAS 9.4 (SAS Institute, Cary, NC) og tog højde for seriel autokorrelation ved hjælp af en førsteordens seriel residualstruktur (AR1).

3.4.2 Resultater

De årlige vækstrater for rådyr på kommuneniveau, 2007-2020, korrelerede signifikant negativt med tætheden af rådyr i modeller med kommune som systematisk effekt, og signifikant negativt med tætheden af krondyr i modeller med kommuner som tilfældig effekt. (Tabel 3.4). Derimod var der ingen effekt af tætheden af dådyr eller ræv, eller af antallet af snedøgn vinteren før.

Tabel 3.4. Standardiserede koefficienter for sammenhæng mellem bestandstæthed (vildtudbytte/km^2) af rådyr, dådyr, krondyr og ræv, samt antal snedøgn den foregående vinter for årlige vækstrater af råvildt på kommuneniveau, 2007-2020. Fed skrift angiver signifikant relation.

	Kommune som tilfældig virkning				**Kommune som systematisk virkning**			
Variabel	**B**	**SE(B)**	**t_{1038}**	**p**	**B**	**SE(B)**	**t_{1036}**	**p**
Rådyrtæthed	-0,017	0,010	-1,720	0,086	-0,116	0,024	-4,770	**<0,0001**
Krondyrtæthed	-0,020	0,009	-2,100	**0,036**	-0,054	0,032	-1,690	0,091
Dådyrtæthed	-0,003	0,009	-0,340	0,73	0,012	0,024	0,490	0,62
Rævetæthed	0,001	0,010	0,150	0,89	-0,010	0,015	-0,700	0,49
Antal snedøgn	0,022	0,027	0,820	0,42	0,038	0,030	1,260	0,21

3.5 Opsamling og uddybning af resultater

Den geografiske variation i rådyrtæthed (vildtudbytter og påkørte rådyr) over en årrække udviser en stor grad af overensstemmelse på kommuneniveau og i forhold til landskabsfaktorer. Dette indikerer, at begge tæthedsmål gennemgående afspejler den underliggende bestandstæthed i så høj en grad, at det giver mening at benytte dem som bestandsindeks. Havde blot ét af de to bestandsmål ikke afspejlet variationen i den underliggende bestandstæthed, ville der ikke have været nogen sammenhæng. Dette betyder dog ikke,

at vildtudbyttet og antal påkørte dyr nødvendigvis afspejler den underliggende bestandsvariation 1:1. Den estimerede variation i bestandstæthed i tid og rum kan derfor godt være både større eller mindre end hvad variationen i vildtudbytte indikerer.

- I perioden 2007-2020 varierede tætheden af rådyr i kommunale årlige vildtudbytter (byzoner fraregnet) med over en faktor 10. De højeste kommunale tætheder af rådyr fandtes i kommuner med mere end 25 % skovdække og 40-60 % dyrkningsareal og var i perioden 2017-19 36-40 % højere i kommuner øst for israndslinjen sammenlignet med kommuner vest for israndslinjen med tilsvarende landskabssammensætning. Dette mønster bekræfter konklusioner fra tidligere undersøgelser (Olesen m.fl. 2002) baseret på data fra tidligere perioder, som også er nået frem til, at rådyret i udgangspunktet er et skovdyr, som nyder gavn af et moderat, men ikke for højt, indslag af agerland samt at jordens frugtbarhed også har indflydelse på den økologiske bæreevne. Det skal understreges, at da analysen blev udført på data på meget grov geografisk skala (kommuner), er det åbenbart at variationen i bestandstæthed knyttet til landskabets bærevne på mindre skala (home range niveau) er langt højere end det, som variationen i kommunale tæthedstal indikerer.
- I perioden 1955-2020 har de danske rådyrbestande, udtrykt i form af de nationale vildtudbytter, udvist fem forskellige bestandsvækst-faser: 1955-1980 (1,8 % årlig stigning), 1980-1995 (6 % årlig stigning), 1995-2000 (hverken fremgang eller tilbagegang), 2000-2011 (2,7 % årlig stigning) og 2011-2020 (4,3 % årligt fald).
- Bestandsudviklingen i de forskellige amter udviste både ligheder og forskelle. I alle amter steg vildtudbytterne markant i 1980erne og de tidlige 1990erne, toppede mellem 1996 (Fyn) og 2013 (Nordjylland), efterfulgt af nedgang lige siden.
- Tidspunkterne for stagnation og efterfølgende nedgang indtraf tidligst på Fyn (1996) og senest i Nordjyllands amt (2013). Stagnationsperioden, hvor vildtudbytterne lå stabilt på det højeste niveau, varierede i længde fra få år (fx Ringkøbing, Viborg, Frederiksborg) til over 20 år med relative stabile (fx Vejle) eller fluktuerende (fx Sønderjylland) udbyttetal. Den meget varierende længde på stagnationsperioderne og den store variation i deres forløb (stabile udbyttetal i nogle amter, svingende i andre) viser stor regional variation i overgangene fra bestandsvækst til bestandstilbagegang, hvilket igen peger i retning af tilsvarende komplekse årsagssammenhænge, som i mange amter synes at have virket over en længere årrække.
- Efter bestandsknækkene indtraf de kraftigste gennemsnitlige årlige fald observeret i Ringkøbing (-8 % årlig), Frederiksborg (-5 % årlig) og Fyn (- 4 % årlig), men med fald i enkelte år på -18 % (Frederiksborg, Ringkøbing) eller mere (Fyn: -23 %), som kunne tyde på drastiske bestandsbegrænsende hændelser såsom sygdomsudbrud.
- Tidspunkterne for de amtslige kulminationstidspunkter (Fyn fraregnet) korrelerede positivt med afstanden til Fyn, dvs. indtraf generelt senest i de mest fjerntliggende amter i forhold til Fyn. Der var ingen sammenhæng mellem tidspunkterne for bestandskulmination og bestandenes tæthed på kulminationstidspunktet. Dette mønster er i overensstemmelse med forventningen ved en epidemisk spredning, uafhængig af bestandenes tæthed.
- De årlige ændringer i vildtudbytte på kommuneniveau, 2007-2020, korrelerede signifikant negativt med tætheden af rådyr året før i modeller med kommune som systematisk effekt og signifikant negativt med krondyr i

modeller med kommuner som tilfældig effekt. Den meget signifikante negative effekt af rådyrtæthed i modeller med kommune som systematisk effekt tyder på en kraftig negativ tæthedsafhængighed i bestandenes vækstrater, dvs. at vildtudbytterne inden for hver kommune er gået relativt kraftigst tilbage år for år, da bestandene var på deres højeste niveau. Dette kan tolkes i retning af klassisk tæthedsafhængig bestandsregulering, hvor bestandenes tæthed over tid tilpasser sig fra en højere bærekapacitet til en lavere. Den meget svagere (og statistisk ikke signifikante) negative effekt af bestandstæthed på vækstraterne i modeller med kommuner som tilfældig effekt, kan skyldes, at disse modeller, som i et vist omfang også vægter rumlig variation mellem kommuner, ikke tog højde for de betydelige forskelle i tæthed mellem kommuner, som skyldes forskellig bæreevne. Samme modelstruktur kan også have betydet forskellen i statistisk signifikans for den negative effekt af krondyrtæthed (hvis forskellige kommuner har forskellig bæreevne for henholdsvis krondyr og rådyr). Det er dog værd at bemærke, at den negative koefficient for krondyrtæthed ikke er mindre i modellen, som har kommuner som systematisk effekt (dvs. som kun vægter sammenhængen mellem rådyrbestandenes vækstrater og variationen i krondyrbestand inden for den samme kommune). Begge modelalternativer peger derfor i retning af, at i perioder med stigende bestande af krondyr har der været faldende bestande af rådyr. Dette betyder dog ikke nødvendigvis, at en sådan mulig negativ sammenhæng fra 2007 til 2020 har været kausal.

- Der var ingen indikationer på at de årlige ændringer i vildtudbytte var korreleret negativt med bestandstætheden af dådyr eller ræv, eller vintrenes hårdhed. Der altså ikke noget i data som tyder på, at disse faktorer har haft nogen bestandsmæssig effekt på rådyrbestandenes udvikling.

4 Køns- og alderssammensætning

4.1 Analyser

Dette kapitel beskriver og analyserer køns- og alderssammensætningen for rådyr baseret på de detaljerede indberetninger af vildudbyttet. Desuden undersøges køns- og alderssammensætningens udvikling fra 2012 til 2020.

Køns- og alderssammensætningen er demografiske parametre, der potentielt kan identificere årsagerne til ændringerne i rådyrbestanden. Lam/rå-ratioen kan bruges som en proxy for de gamle råers fekunditet. Da 46 % af alle råer i vildtudbyttet ikke har nogen angivet alder (Tabel 4.1), og for en stor dels vedkommende må antages at tælle 2+-årige (dvs. fødedygtige råer), vil en lam/rå-ratio baseret på antal lam per 2+-årige rå uden tvivl resultere i et overestimat. Som alternativ estimerede vi for vildtudbytterne derfor også en lam/rå-ratio baseret på alle råer (dvs. 1-årige, 2+-årige og råer uden kendt alder). Da andelen af råer med ukendt alder blandt påkørte dyr til sammenligning kun androg 2 % af alle råer (Tabel 4.1), var det for dette materiale ikke nødvendigt også at estimere lam/rå-ratioen på denne måde.

Kønssammensætning

Kønssammensætningens ændring over tid analyseres med køn som binomial variabel, hvilket tester sandsynligheden for at et indrapporteret rådyr er en hun inden for hver aldersklasse. Analysen laves som en random coefficient mixed model, hvor kommune er repeated subject. År er ikke kodet som tilfældig faktor, da vi kun er interesserede i at beskrive udviklingen i perioden 2012 til 2020 i de overvågede kommuner. Modellen for udviklingen i kønssammensætninger bliver således:

$$han/hun = year + amt$$

Modellen laves for lam, 1 år og 2+ år. Modellerne beregnes i en proc glimmix i SAS vers 9.4 (SAS Institute, Cary, NC).

Lam/rå-ratioen

Lam/rå-ratioen estimeres, som det totale antal lam/antallet af råer 2+ år. Nogle kommuner er kun repræsenteret med få dyr per år i indberetningerne. Desuden varierer det totale antal indberettede dyr mellem kommunerne. Derfor vægtes analyserne med det totale antal dyr, der er indberettet for hver kommune. I alle analyser er der kun medtaget observationer, hvor dyret er nedlagt inden for den normale jagttid. Desuden udelades observationer, hvor ratioen er ≥ 8, da disse er alle forårsaget af at der kun er indrapporteret få råer i kommunen det pågældende år, hvilket gør estimatet af lam/rå-ratioen relativt usikkert.

Lam/rå-ratioen fra det detaljerede udbytte blev estimeret/beregnet for hvert år i alle kommuner. Vi benyttede en random intercept mixed model til at teste om lam/rå-ratioen ændredes mellem 2008 og 2020 samt om amterne havde forskellige ratioer. Modellen bliver således:

Ratio = år + amt

Foruden lam/rå-ratioen estimeres også ratioen for lam/alle råer for kunne inkludere de mange råer, der ikke var aldersbestemt.

Da antallet af voksne rådyr, der ikke aldersbestemmes, var betydeligt, blev det også testet om sandsynligheden for at en rå blev aldersbestemt ændredes hen over observationsperioden:

Bestemt/ikke bestemt= år +amt

Dette blev også testet med en random intercept mixed model med binomial fordeling. Alle random intercept tests har kommune som repeated subject. Modellerne beregnes i en proc glimmix i SAS vers 9.4 (SAS Institute, Cary, NC).

4.2 Resultater

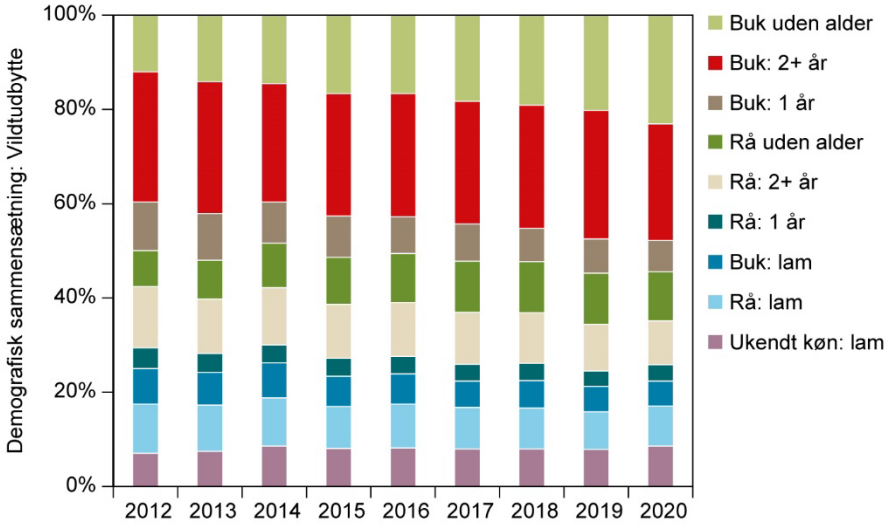
I alt forelå der komplette informationer om køn og alder på 270.426 rådyr samt 33.590 lam, som ikke var kønsbestemt, og derforuden 115.005 råer og bukke, der ikke var aldersbestemt. Disse er indrapporteret frivilligt til vildtudbyttestatistikken i perioden 2012-2020 (Figur 4.1). Fra Schweisshundeførerne er der indrapporteret 36.468 køns- og aldersbestemte dyr i perioden 2003-2019 (Tabel 4.1). Individer, der ikke er aldersbestemt, indgår ikke i den videre analyse, bortset fra lam/alle råer-ratioen.

Mens bukke i deres 2. leveår eller ældre udgjorde 58 % af vildtudbyttet, var andelen for samme gruppe 29 %, dvs. en relativ forskel på 2,0:1. Tilsvarende udgjorde råer og etårige råer 19 % af dyrene i vildtudbyttet mod 51% af de påkørte dyr, dvs. en relativ forskel på 1:2,7. I det omfang påkørte dyr kan antages at være repræsentative for den levende bestand, har jægere med andre ord en udpræget præference for bukke frem for råer.

Tabel 4.1. Antal rådyr registreret med både køn og alder i henholdsvis vildtudbyttet (2012-2020) og for påkørte dyr registreret af Schweisshundeførerne, 2003-2010 og 2017-2019. Bemærk, ar procenter er kun beregnet for lam og aldersbestemte dyr

	Vildtudbytte		**Påkørte**	
	Antal	**Relativt**	**Antal**	**Relativt**
Lam (1. Leveår): Buk	26.344	9 %	1.580	8 %
Lam (1. Leveår): Rå	38.256	13 %	1.984	11 %
Lam (1. leveår): ubestemt	33590	11 %	433	2 %
Smaldyr (2. leveår): Buk	46.441	11 %	633	3 %
Smaldyr (2. leveår): Rå	15.538	5 %	3.191	17 %
Ældre (2+ år): Buk	109.726	36 %	4.424	24 %
Ældre (2+ år): Rå	34.116	15 %	6.385	34 %
Buk (ikke aldersbestemt)	73.144	-	135	-
Rå (ikke aldersbestemt)	41.861	-	200	-
Ingen demografiske data	-	-	17.503	-
I alt	419.016	100%	36.468	100%

Figur 4.1. Procentvis fordeling af indrapporterede rådyr med køn og/eller aldersbestemmelse. Baseret på data i tabel 4.1.

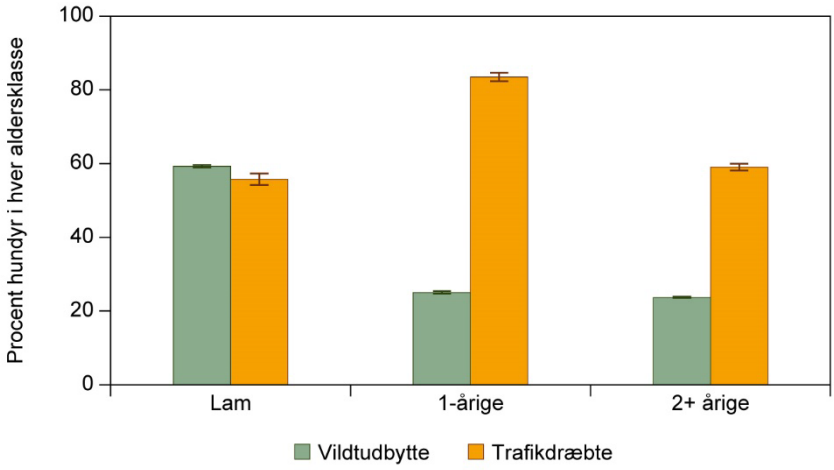


Kønsfordeling

For lam var der en moderat overvægt af hundyr i både vildtudbyttet (59 %) og blandt trafikdræbte (56 %) rådyr (Fig. 4.2).

For ældre dyr, udgjorde råer 25 og 24% af de 1-årige (2. leveår) og 2+-årige i vildtbyttet mod 83 og 59 % blandt de trafikdræbte dyr (Fig. 2). Den relative forskel (ratio) i andel hundyr blandt lam, 1-årige og 2+-årige mellem vildtudbytte og trafikdræbte dyr var med andre ord 1:0,94 (lam), 1:3,33 (1-årsdyr) og 1:2,49 (2+-årige).

Figur 4.2. Kønsfordeling angivet som procent hundyr delt på aldersklasse og datagrundlag (vildtudbytte 2012-2020 og påkørte dyr eftersøgt og fundet af Schweisshundeførerne, 2003-2010 og 2017-2019), baseret på data i Tabel 4.1). Estimaterne er forsynet med 95% konfidensintervaller.



Selv om dataserierne for vildtudbyttestatistikken og de påkørte dyr kun overlapper over tre sæsoner (2017-19), er det ud fra en ren visuel betragtning tydeligt at estimaterne gennemgående er ret stabile fra år til år, samt over tid (Figur. 4.3).

I vildtudbyttet var der dog en langsigtet trend mod at andelen hundyr steg blandt lam og 1-årsdyr, men faldt for 2+-årige (Tabel 4.2). Kønsfordelingen for påkørte rådyr viste en tilsvarende udvikling mellem 2003-10 og 2017-19, med undtagelse af lam, hvor der ikke var nogen forskel mellem perioderne (Tabel 4.2).

Andelen af hundyr i de forskellige aldersklasser varierede signifikant mellem de forskellige amter for både vildtudbyttet (Tabel 4.3) og påkørte dyr (Tabel 4.2). Variationen mellem amter var dog markant større i vildtudbytterne end for de påkørte dyr (Figur 4.4 øverst).

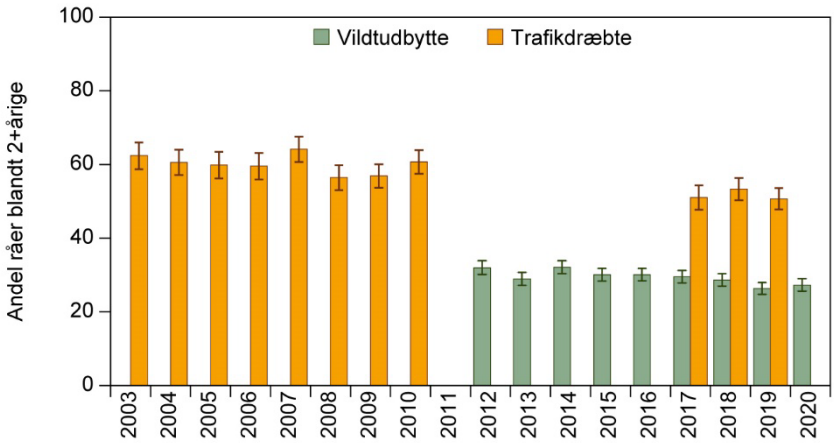
Andelen af råer blandt 2+-årige i vildtudbytterne varierede således fra 9 % på Bornholm til 49% i Nordjyllands amt (Figur 4.4 øverst), mens spændet mellem amter for påkørte dyr varierede fra 46 % (Bornholm) til 59 % (Viborg). I alle amter var andelen af råer blandt 2+-årige dyr markant højere i vildtudbyttet end blandt de påkørte dyr.

Den største forskel i kønssammensætning mellem nedlagte og påkørte 2+-årige dyr fandtes på Bornholm, hvor andelen af råer var 5,3 gange højere blandt de påkørte dyr end blandt de nedlagte. I fald kønssammensætning for de påkørte dyr repræsenterer den levende bestand, svarer dette til en 9 gange højere jagtlig selektion på bukke end på råer på Bornholm (Figur 4.4 nederst).

I amterne med den næststørste kønsforskel mellem påkørte og nedlagte 2+-årige, Frederiksborg og Roskilde, var den relative forskel i andel råer som blev påkørt og nedlagt 3 gange højere, svarende til godt 5 gange højere jagtlig selektion for bukke end for råer, hvis kønsfordelingen af påkørte dyr repræsenterede den levende bestand (Figur 4.4 nederst).

Den mindste forskel mellem kønsfordelingen af påkørte og nedlagte dyr fandtes i Nordjylland (48 % vs. 49 % råer, Figur 4.4 øverst), svarende til en stort set ens jagtlig selektion på bukke i forhold til råer på 1:1 (Figur 4.4 nederst).

Der var ingen statistisk sammenhæng mellem andelen af råer blandt 2+-årige i vildtudbyttet og blandt påkørte dyr i de forskellige amter (r_{11} = 0,23, p = 0,44).



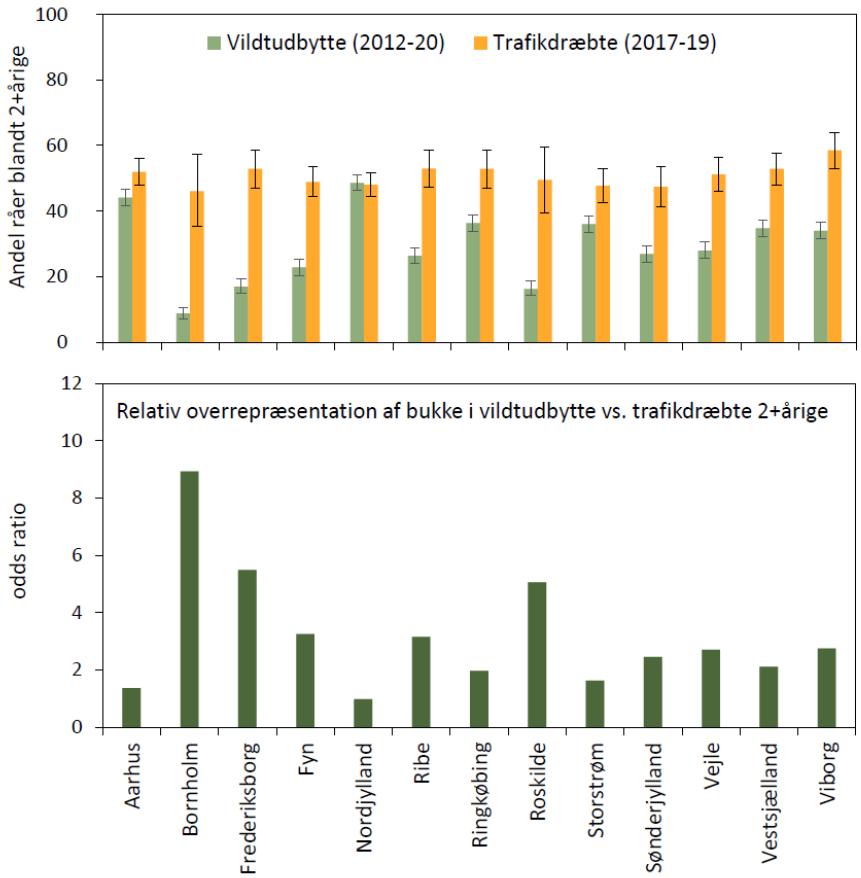
Figur 4.3. Andel råer blandt 2+-årige dyr i vildtudbyttestatistikken og dræbt i trafikken delt på årstal. Estimaterne som er forsynet med 95% sikkerhedsintervaller tager højde for 'tilfældig' variation mellem amter.

Tabel 4.2. Tests for effekt af årstrend (2012-2020) og amt for variation i kønssammensætning i vildtudbyttet. Estimatet angiver ændring per år i den logit-transformerede andel af hundyr i vildtudbyttet. Et positivt estimat angiver at andelen af hunner steg med årene.

Variabel	Prædiktor	F	df	p	Estimat
Lam	År (trend)	20,09	1, 80	**<0,0001**	0,015
	Amt	6,90	13, 64.438	**<0,0001**	
1 år	År (trend)	54,08	1, 80	**<0,0001**	0,029
	Amt	10,55	13, 49.494	**<0,0001**	
2+ år	År (trend)	164,11	1, 156.000	**<0,0001**	-0,029
	Amt	32,90	13, 156.000	**<0,0001**	

Tabel 4.3. Tests for effekt af forskel mellem registreringsperioder (2017-19 i forhold til 2003-10) og amt for variation i kønssam-mensætning i forskellige aldersklasser af råvildt dræbt i trafikken. Estimatet angiver ændring fra 2003-2010 til 2017-19 i forhold til den logit-transformerede andel af hundyr i vildtudbyttet (positivt fortegn angiver at andelen af hundyr var højere i den sene peri-ode end i den tidlige periode.

Variabel	Prædiktor	F	df	P	Estimat	SE
Lam	2017-19 vs 2003-10	0.34	1, 137	0.56	0.042	0.073
	Amt	1.38	13, 137	0.18		
1-årige	2017-19 vs 2003-10	11,77	1, 138	**0,0008**	0,361	0,105
	Amt	4,33	13, 138	**<0,0001**		
2+-årige	2017-19 vs 2003-10	56,24	1, 140	**<0,0001**	-0,332	0,044
	Amt	2,24	13, 140	**0,011**		



Figur 4.4. Øverst: Andel råer blandt 2+-årige i vildtudbyttet (2012-2020) og påkørte dyr (2017-19) delt på amt. Estimaterne er forsynet med 95% sikkerhedsintervaller som tager højde for 'tilfældig' variation mellem år i vildtudbyttet.
Nederst: Den relative overrepræsentation af bukke i vildtudbyttet relativt til påkørte dyr afledt fra (A) angivet som odds ratio = $(p_v/[1-p_v])/(p_t/[1-p_t])$, hvor $p_{v\ og}$ $[1-p_v]$ er andelen af henholdsvis bukke og råer i vildtudbyttet og p_t og $[1-p_t]$ er de tilsvarende andele blandt de påkørte dyr.

Lam per rå

Antal lam per 2+-årig rå var 2,88 i vildtudbyttet mod 0,63 blandt påkørte dyr (Tabel 4.1). Til sammenligning var antal lam per rå (1-årige, 2+-årige og ukendt alder) 1,07 i vildtudbyttet mod 0,41 blandt påkørte dyr (Tabel 4.1)

Vildtudbytte

Datasættet omfatter 98.167 observationer af lam og 34.116 observationer af råer fordelt på 82 kommuner. Der er i perioden 2012-2020 indberettet mellem 43 og 3.288 lam eller råer per kommune.

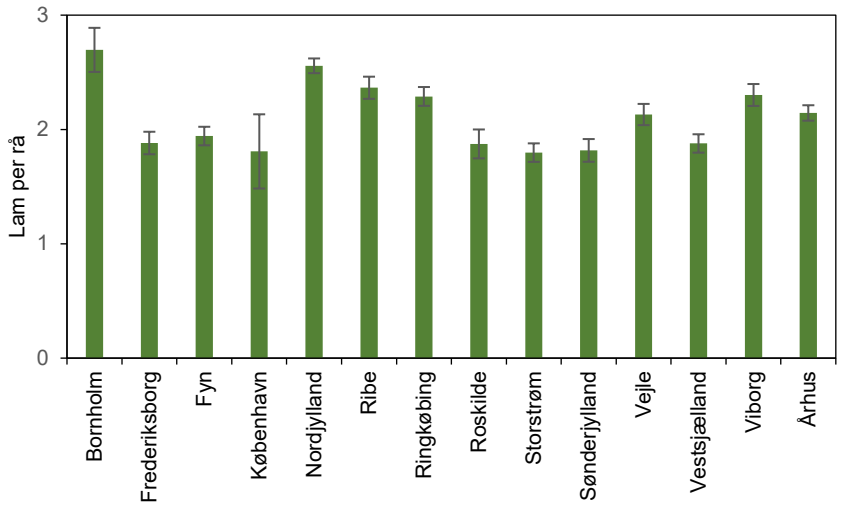
Gennemsnittet af lam/rå-estimater per år i kommunerne var 2.09+/-0.03 (range 0.29-7.00; konfidensgrænser 2.05-2.15). Dette estimat er dog overvurderet, idet der er 41.861 ikke-aldersbestemte råer, som ikke indgår i analysen. Såfremt de ikke-aldersbestemte råer har samme fordeling som de aldersbestemte, så vil det forventes at der "mangler" omtrent 28.762 råer med en alder på 2+ år. Det ville i så fald resultere i en lam/rå-ratio på omkring 1,56.

I perioden fra 2012 til 2020 var der en signifikant positiv relation mellem lam/rå-ratio og år ($F_{1,607}$=40,81, p<0,001, hældning=0,036). Den estimerede hældning indikerer således, at lam/rå-ratioen over en 10-års periode er steget med 0,36. Lam/rå-ratioen varierer signifikant mellem amterne ($F_{13,607}$= 9,15, p=<0,001) (Figur 4.5). Denne analyse antager, at der ikke er forskel i aldersfordelingen hen over perioden.

I et forsøg på at analysere de mange ikke aldersbestemte råer, udføres også en analyse af udviklingen i lam/alle råer-ratioen (dvs. rå 2+ år og rå 1 år). Her var der i perioden fra 2012 til 2020 en signifikant negativ relation mellem lam/alle råer-ratio og år ($F_{1,646}$=63,67, p<0,001, hældning=-0,0416). Den estimerede hældning indikerer således, at lam/alle råer-ratioen over en 10-års periode er faldet. Lam/alle råer-ratioen varierer signifikant mellem amterne ($F_{13,646}$= 11,85, p=<0,001).

En mulig årsag til denne uoverensstemmelse mellem de to typer ratioer kan være at sandsynligheden for at en rå aldersbestemmes flader signifikant ($F_{1, 104000}$=685,8, p<0,0001, estimat=0,07) hen over observationsperioden. Det betyder at usikkerheden på estimatet af lam/rå-ratioen stiger igennem perioden

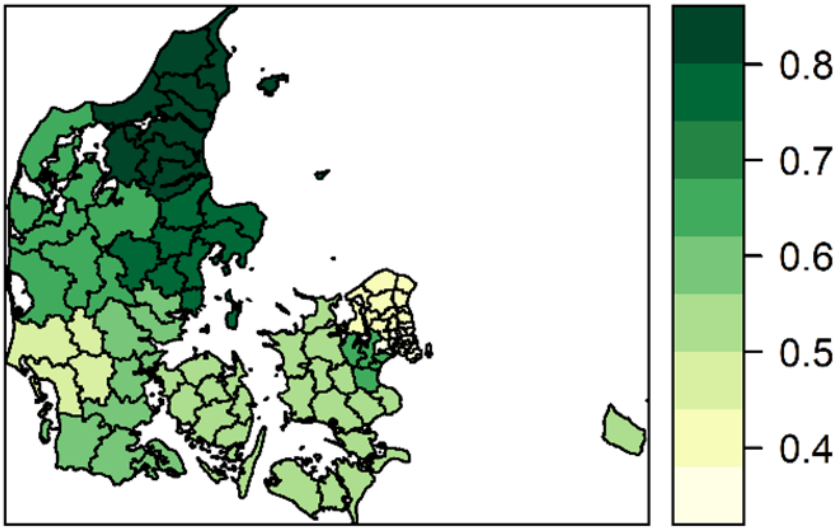
Der er signifikant forskel mellem amterne på sandsynligheden for at en rå aldersbestemmes ($F_{1, 104000}$=2,86, p=0,0004).



Figur 4.5. Lam/rå-ratioen i vildtudbyttet delt på amt

Påkørte dyr

Datasættet omfattede 4.443 observationer af lam og 6.976 observationer af 2+-årige råer. I en analyse hvor amt og år indgik som tilfældige variable (PROC GLIMMIX i SAS 9.4), var forholdet mellem antallet af lam og 2+-årige råer ikke signifikant forskellig fra 2003-10 til 2017-2019 ($F_{1, 130}$ = 2,38, p = 0,13). I en tilsvarende analyse hvor amt indgik som systematisk effekt (med år som tilfældig virkning), var der signifikant forskel på antal lam per 2+-årig rå mellem de forskellige amter ($F_{13,130}$ = 6,37, p < 0,0001) med flest lam per rå i Nordjylland.
I en analyse i programmet R 4.0.3, hvor amt indgik som tilfældig virkning, blev der ikke fundet sammenhænge mellem antal lam per rå på kommuneniveau og nogle af de landskabsvariable som blev testet (Tabel 4.4).



Figur 4.6. Lam per 2+-årig rå blandt påkørte dyr delt på amt

Tabel 4.4. Estimat, standardfejl, nedre og øvre 95% konfidensinterval for forklaringsvariable for variation i antal til lam/rå-rati-oen blandt påkørte dyr.

Forklaringsvariable	B	SE	LCI	UCI	P
Intercept	-0,52	0,06	-0,63	-0,40	
Rævetæthed	-0,04	0,04	-0,11	0,04	0,37
Andel skov	-0,03	0,07	-0,18	0,11	0,64
Andel dyrket	0,00	0,07	-0,13	0,13	0,96
Rådyrtæthed	-0,04	0,05	-0,13	0,05	0,42
Krondyrtæthed	0,01	0,04	-0,07	0,10	0,72
Dådyrtæthed	-0,02	0,04	-0,10	0,07	0,67
NAO september-marts	-0,01	0,04	-0,09	0,08	0,90

4.3 Opsamling

- Den demografiske sammensætning af rådyr dræbt i trafikken og nedlagt under jagt afviger betydelig fra hinanden. I forhold til påkørte dyr, nedlægger jægere betydeligt flere bukke end råer fra og med det 2. leveår.
- Blandt dyr i deres første leveår er der en svag overvægt af hundyr både i vildtudbyttet og blandt de påkørte dyr.

- Blandt dyr fra og med deres tredje leveår udgør råer mellem 46 og 59 % af påkørte dyr i de forskellige amter i perioden 2017-19.
- For nedlagte dyr i samme aldersklasse i perioden 2013-2020 udgør råer mellem 6 % (Bornholm) og 49 % (Nordjylland). Dette tyder på at jægere selekterer kraftigt for bukke i forhold til bestandens sammensætning.
- Andelen af råer blandt 2+-årige har været svagt faldende fra 2003-10 i forhold 2017-19 for påkørte samt fra 2012-20 i vildtudbytterne. Dette kan både skyldes lavere overlevelse af råer eller forbedret overlevelse af bukke over perioden.
- Både i vildtudbyttet og for påkørte dyr varier antallet af lam per 2+-årige rå signifikant mellem amterne, dog uden at den geografiske eller temporære variation kunne forklares ud fra variation i landskabssammensætning eller bestandstætheder af ræv, krondyr eller dådyr.
- Antal lam per 2+-årige rå blandt påkørte dyr var ikke signifikant forskellige fra 2003-2010 til 2017-2018. I vildtudbyttet steg antal lam per 2+-årige rå fra 2012 til 2020 med 0,036 per år fra 1,9 til 2,4. Hvis analysen blev gentaget, hvor alle råer indgik (herunder den store andel som var angivet uden alder), faldt antallet af lam per råer signifikant i samme periode. Dette paradoks illustrer problemet med demografiske mørketal i form af ufuldstændige, demografiske angivelser i vildtudbyttestatistikken.

5 Kropsvægt

Rådyrs kropsvægt er en kombineret funktion af kroppens (skelettets) absolutte størrelse og dyrets kondition (huld), som begge påvirkes af den næring dyret har haft adgang til under sin opvækst og da det blev vejet. Kropsvægt måles i de fleste undersøgelser inklusive den nærværende som brækket vægt, der udgør vægten af dyret uden indvolde og organer i kropshulen.

Den gennemsnitlige kropsvægt (korrigeret for måned da lam vokser i løbet af efteråret og voksne akkumulerer større fedtreserver i den kolde end i den varme årstid) er derfor et godt mål for bestandens fødetilgang, og dermed hvor tæt den er på sin økologiske bæreevne (Cobben m.fl. 2009, Mysterud & Østbye 2006).

For råer er der desuden en positiv sammenhæng mellem kropsvægt og hvor mange lam de sætter (Chirichella m.fl. 2019, Flajman m.fl. 2018, Hewison 1996, Zini m.fl. 2019). Sammenhængen mellem kropsvægt hos råer og deres fekunditet er dog ikke nødvendigvis lineær, men bestemt af tærskelværdier, idet råer under en given kropsvægt har uforholdsmæssig lav fekunditet. Tærskelværdiens størrelse varierer tilsyneladende mellem forskellige bestande (Hewison, 1996), men er i en konkret bestandsundersøgelse blevet identificeret til ca. 14 kg, idet råer under denne vægt udviser en uforholdsmæssig høj rate af fostre, som bliver reabsorberet under den tidlige drægtighed (Chirichella m.fl. 2019).

Siden 2013 har det været muligt at opgive kropsvægt-værdier i forbindelse med vildtudbytteindberetninger. I dette kapitel beskrives den rumlige (amt) og tidslige (2013-2020) variation i kropsvægte for forskellige køns- og aldersklasser med særlig fokus på lam og råer.

5.1 Analyse

For at beskrive og sammenligne kropsvægte på amtsbasis, blev de gennemsnitlige vægte for lam, råer og bukke over et år beregnet per amt.

For at undersøge om vægtene i perioden 2013-2020 udviklede sig i forskellig retning i de forskellige amter, blev kropsvægte for hver køns- og aldersklasse dernæst modelleret som en funktion af amt, måned og år med et interaktionsled mellem år og amt. Måned inkluderes for at håndtere sæsonvariation i kropsvægt:

*Kropsvægt = år + måned + amt + år*amt*

Derefter blev det undersøgt i hvilken grad variation i køns- og aldersspecifikke kropsvægte, korrigeret for amt, korrelerede med bestandstæthed (*D*: ln-transformerede vildtudbytte per km^2):

Kropsvægt = ln (D) + måned + amt

Til sidst blev det undersøgt, hvorledes gennemsnitsvægtene havde udviklet sig fra 2013 til 2020 når man også inkluderede effekten af bestandstæthed (som aftog i alle amter i samme periode). Ved at have både år og bestandstæt-

hed inde i samme model, estimeredes hvorledes kropsvægtene ville have udviklet sig fra 2013 til 2020, såfremt bestandene havde været stabile. Dette blev gjort med følgende model:

*Kropsvægt = år + ln (D) + måned + amt + år*amt*

År inkluderes som kovariat for at teste for en mulig (lineær) udvikling 2013-2020, bestandstæthed (*D*) for at teste for effekter af tæthedsafhængighed (intraspecifik konkurrence), måned inkluderes for at korrigere for sæsonvariation, og amt benyttes som geografisk inddeling. Analysen blev kørt som en såkaldt "random intercept mixed model" (Littell, Milliken, Stroup, Wolfinger, & Schabenberger, 2006), programmet SAS 9.4 (PROC MIXED), hvor kommune inkluderes som en såkaldt "subject effect", hvilket betyder at modellen korrigerer for at observationer indenfor samme kommune ikke er uafhængige.

Separate analyser blev kørt for lam, 1-årige råer, 2+-årige råer, 1-årige bukke og 2+-årige bukke. For bukke inkluderes kun dyr nedlagt i løbet af efterårs- og vinterjagtsæsonen, så resultaterne er sammenlignelige med tilsvarende estimater for råer.

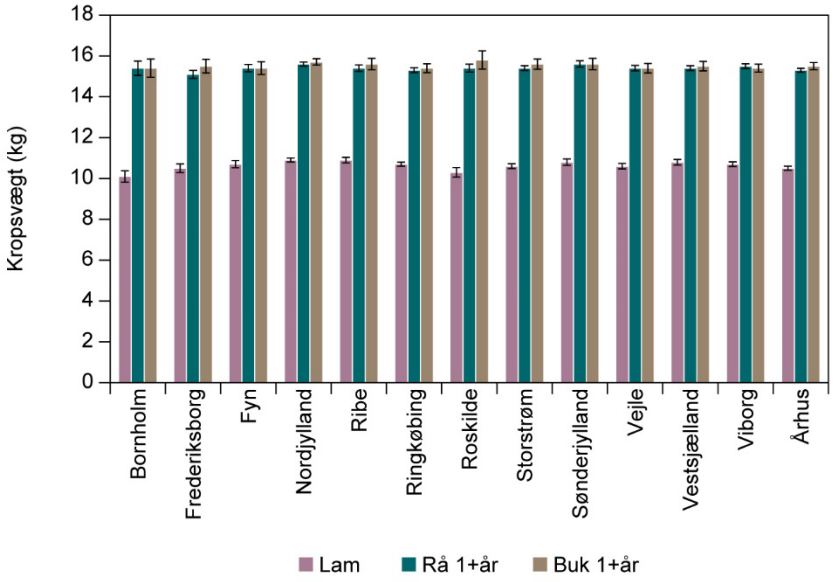
For råers vedkommende, modelleredes desuden andelen af dyr med kropsvægt på over 14 kg (Chirichella m.fl. 2019), som en binær responsvariabel som funktion af årstal (kovariat) og/eller bestandstæthed med kommune som "subject effect", vha. en såkaldt "random coefficient mixed effect" logistisk regressionsanalyse (PROC GLIMMIX i SAS 9.4, SAS Institute, Cary, NC), dvs. i alt tre modeller:

P(>14 kg) = år
P(>14 kg) = ln (D)
P(>14 kg) = år + ln (D)

5.2 Resultater

Spændvidden i gennemsnitlige kropsvægte for lam, råer og bukke for de forskellige amter lå inden for 0,8 kg svarende til 7-8 % af kropsvægten for lam (Figur 5.1). De letteste lam blev indberettet fra Bornholm (10,1 kg) efterfulgt af Roskilde (10, 3 kg), mens de tungeste lam (10,9 kg) blev indberettet i Nordjylland og Ribe amter.

Figur 5.1. Gennemsnitlige kropsvægte (efterår) med 95 % konfidensintervaller for lam, råer og bukke fordelt på amt for perioden 2013-2020.



Ingen køns- og aldersgrupper udviste signifikante interaktioner mellem amt og tidsmæssig udvikling i kropsvægte, og kun for lam kunne der konstateres en signifikant tidsmæssig udvikling (Tabel 5.1), idet de datokorrigerede gennemsnitsvægte steg med 42 g per år (Tabel 5.1), svarende til en total vægtøgning på 336 g eller 3 % fra 2013 til 2020 (Tabel 5.1).

I en model, hvor effekten af år blev erstattet af bestandstæthed, var der en negativ effekt af bestandstæthed (inden for amt) for lam, men ikke for dyr fra og med 1 år (Tabel 5.2). Desuden varierede kropsvægten signifikant mellem de forskellige amter for alle køns- og aldersgrupper (Tabel 5.2).

I en tredje model, hvor effekten af både år og bestandstæthed blev lagt ind samtidigt, viste der sig at være en negativ partiel effekt af år for både lam, 1-årige råer og 2+-årige råer (Tabel 5.3).

Tabel 5.1. Effekter af år (2013-20), amt og måned på kropsvægte af forskellige køns- og aldersklasser af rådyr indberettet i vildtudbyttet samt den årlige vækstrate (modellens parameterestimat for år). Statistisk signifikante effekter er angivet med fede typer. Pga. interaktionsleddet mellem år og amt er Type-III effekterne for år og amt ikke informative, og skal derfor ikke tillægges større vægt.

		Type-III effekter			Vækstrate (Parameterestimat)			
Gruppe	**prædiktor**	**DF**	**F**	**P**	**B**	**SE(B)**	**t**	**p**
Lam	år	1, 42049	34,01	**<0,0001**	0,042	0,013	3,161	**0,0016**
	Amt	13, 42049	1,65	0,064				
	måned	3, 42049	306,65	**<0,0001**				
	år*Amt	13, 42049	1,65	0,065				
Rå 1 år	år	1, 6075	0,34	0,56	-0,043	0,030	-1,424	0,15
	Amt	13, 6075	1,61	0,075				
	måned	3, 6075	2,28	0,078				
	år*Amt	13, 6075	1,61	0,075				
Rå 2+ år	år	1, 22437	3,37	0,066	-0,032	0,019	-1,728	0,084
	Amt	13, 22437	1,39	0,16				
	måned	3, 22437	34,07	**<0,0001**				
	år*Amt	13, 22437	1,39	0,16				
Buk 1 år	år	1, 4387	0,80	0,37	-0,013	0,037	-0,348	0,73
	Amt	13, 4387	1,68	0,058				
	måned	1, 4387	0,65	0,42				
	år*Amt	13, 4387	1,68	0,058				
Buk 2+ år	år	1, 13963	2,37	0,12	-0,013	0,025	-0,509	0,61
	Amt	13, 13963	0,87	0,59				
	måned	1, 13963	12,48	**0,0004**				
	år*Amt	13, 13963	0,87	0,59				

Tabel 5.2. Effekter af bestandstæthed, amt og måned på kropsvægte, samt årlige vækstrate (modellens parameterestimat for år), for forskellige køns- og aldersklasser af rådyr indberettet i vildtudbyttet. Statistisk signifikante effekter er angivet med fede typer.

		Type-III effekter			Vækstrate (Parameterestimat)			
Gruppe	**Prædiktor**	**DF**	**F**	**p**	**B**	**SE(B)**	**t**	**p**
Lam	ln(D)	1, 37332	6,70	**0,010**	-0,200	0,080	-2,590	**0,0096**
	Amt	13, 37332	2,81	**<0,0001**				
	måned	3, 37332	270,51	**<0,0001**				
Rå 1 år	ln(D)	1, 5310	0,22	0,64	0,060	0,130	0,460	0,65
	Amt	13, 5310	2,44	**0,003**				
	måned	3, 5310	1,40	0,24				
Rå 2+ år	ln(D)	1, 19969	3,29	0,070	0,170	0,100	1,810	0,070
	Amt	13, 19969	2,34	**0,004**				
	måned	3, 19969	32,19	**<0,0001**				
Buk 1 år I	ln(D)	1, 3828	1,61	0,21	-0,200	0,160	-1,270	0,20
	Amt	13, 3828	1,79	**0,040**				
	måned	1, 3828	0,03	0,87				
Buk 2+ år	ln(D)	1, 12350	0,48	0,49	0,080	0,110	0,700	0,48
	Amt	13, 12350	3,19	**<0,0001**				
	måned	1, 12350	12,12	**0,0010**				

Tabel 5.3. Type-3 (partielle) effekter af år (2013-20), bestandstæthed (ln[D] = $\log_e$-transformeret vildtudbytte per km^2), amt og måned på kropsvægte af forskellige køns- og aldersklasser af rådyr indberettet i vildtudbyttet, samt parameterestimat for år udledt fra modellen. Statistisk signifikante effekter er angivet med fede typer. Pga. interaktionsleddet mellem år og amt, er Type-III grundeffekterne (main effects) for år og amt ikke er informative, og skal derfor ikke tillægges større vægt.

		Type-III effekter			Vækstrate (Parameterestimat)			
Gruppe	**Prædiktor**	**DF**	**F**	**p**	**B**	**SE(B)**	**t**	**p**
Lam	år	1, 37318	1,59	0,21	-0,050	0,020	-2,660	**0,008**
	ln(D)	1, 37318	11,81	**0,001**	-0,410	0,120	-3,440	**0,001**
	Amt	13, 37318	1,05	0,40				
	Måned	3, 37318	269,9	**<0,0001**				
	år*Amt	13, 37318	1,05	0,40				
Rå 1 år	år	1, 5296	7,25	**0,007**	-0,080	0,040	-2,150	**0,031**
	ln(D)	1, 5296	1,35	0,25	-0,170	0,150	-1,160	**0,24**
	Amt	13, 5296	1,53	**0,097**				
	Måned	3, 5296	1,54	0,20				
	år*Amt	13, 5296	1,53	**0,097**				
Rå 2+ år	år	1, 19955	13,15	**<0,0001**	-0,110	0,020	-4,360	**<0,0001**
	ln(D)	1, 19955	4,79	**0,029**	-0,270	0,120	-2,190	**0,029**
	Amt	13, 19955	1,29	0,21				
	Måned	3, 19955	32,25	**<0,0001**				
	år*Amt	13, 19955	1,29	0,21				
Buk 1 år	år	1, 3814	1,17	0,28	-0,060	0,050	-1,290	0,20
	ln(D)	1, 3814	1,39	0,24	-0,220	0,190	-1,180	0,24
	Amt	13, 3814	1,8	**0,038**				
	Måned	1, 3814	0,02	0,88				
	år*Amt	13, 3814	1,8	**0,038**				
Buk 2+ år	år	1, 12336	5,58	**0,018**	-0,060	0,030	-2,010	**0,045**
	ln(D)	1, 12336	0,85	0,36	-0,130	0,140	-0,920	0,36
	Amt	13, 12336	0,81	0,65				
	Måned	1, 12336	11,84	**0,001**				
	år*Amt	13, 12336	0,81	0,65				

Der kunne ikke påvises nogen negativ effekt af bestandstæthed på andelen af 2+-årige råer med en kropsvægt på over 14 kg (Tabel 5.4). I perioden 2013-2020 steg andelen af råer i vildtudbyttet med en kropsvægt på over 14 kg signifikant fra 78 til 80 % i absolutte tal (Tabel 5.4).

Effekten var dog statistisk signifikant negativ hvis man hvis man korrigerer for variation i bestandstæthed inden for kommune (Tabel 5.4). Det er også værd at bemærke, at tætheden i modellen uden år viser en næsten signifikant positiv effekt dvs., at andelen af 2+-årige råer i vildtudbyttet med en kropsvægt på over 14 kg stiger ved højere tætheder.

Tabel 5.4. Parameterestimater (logitskala) for effekter af år og bestandstæthed (ln[D]= $\log_e$-transformeret vildtudbytte per km^2) på andelen af 2+-årige råer i vildtudbyttet 2013-2020 med en kropsvægt på over 14 kg i en logistisk regressionsmodel med kommune som tilfældig virkning ("subject effect").

Prædiktor	Korrigeret for:	B	SE(B)	t	df	p
År	-	0,014	0,007	2,09	81	0,04
År	ln(D)	-0,031	0,009	-3,49	80	0,0008
ln(D)	-	0,120	0,063	1,90	82	0,06
ln(D)	år	0,016	0,074	0,22	82	0,82

5.3 Opsamling

- Kropsvægte på dyr nedlagt fra september til januar varierede signifikant fra amt til amt. De letteste lam rapporteredes fra Bornholm og Roskilde amter, mens de tungeste rapporteredes fra Nordjylland og Ribe amter.
- I absolutte tal steg den gennemsnitlige dato-korrigerede kropsvægt for lam signifikant fra 2013 til 2022, men var stabil for de øvrige aldersgrupper. Hvis der tages højde for den faldende bestandstæthed fra 2013 til 2020 (indbygges i de statistiske modeller), falder kropsvægten signifikant gennem perioden for både lam, 1-årige og 2+-årige råer, samt 2+-årige bukke. Dette (umiddelbart kontra-intuitive) resultat kan tolkes således, at årsagen til at kropsvægtene ikke faldt skyldes at de blev kompenseret af de vægtforøgelser, der er resultat af et signifikant fald i bestandstæthed. Normalt ville man forvente en vægtforøgelse med lavere bestandstæthed, men dette resultat indikerer altså at den økologiske bæreevne er faldet fra 2013 til 2020, og det deraf følgende vægttab har udlignet vægtforøgelsen.
- En faldende andel af 2+-årige råer med en kropsvægt på over 14 kg fra 2013-2020, når der korrigeres for bestandstæthed, peger i samme retning, men er naturligvis også baseret samme data.

6 Sammenhæng mellem vækstrate, fekunditet og råers kondition

Fra en demografisk betragtning vil ændringer i vækstrate for en bestand uden væsentlig ind- og udvandring kunne henføres til ændringer i dødelighed eller fekunditet hos bestandens hundyr (i hvert fald hos polygyne arter som rådyret). For rådyrets vedkommende kan begge faktorer påvirke bestandens vækstrate som følge af lokale ændringer i fødetilgængelighed, jagt- og prædationstryk (Nilsen m.fl. 2009).

Da tilgængelige bestandsdata fra Danmark ikke indeholder information om rådyrs alder for dyr ældre end 2 år, og da afskydning af dyr i forskellige aldersklasser kan være selektiv, kan det foreliggende datasæt ikke benyttes til at kvantificere ændringer i levetid/overlevelse i tid og rum, endsige relatere dette til bestandenes vækstrate. Hvis de seneste årtiers bestandstilbagegang er forårsaget af øget dødelighed blandt råer, fx pga. sygdomsudbrud, lader dette sig ikke spore i bestandsdata pga. manglende aldersdifferentiering blandt fuldvoksne dyr.

Et mål for bestandenes fekunditet kan estimeres som ratioen af antal lam per 2+-årige råer i vildtudbyttet eller blandt påkørte rådyr. Da råers fekunditet er konditionsafhængig (Chirichella m.fl. 2019, Hewison, 1996) og dermed relateret til fødetilgængelighed (Flajman m.fl. 2018), vil det i forbindelse med udredning af mulige bestandsstyrende faktorer være relevant at belyse, hvorledes råers kondition, lam/rå-ration og bestandenes vækstrater måtte være indbyrdes korrelerede. I dette kapitel undersøges dette.

6.1 Analyse

Analysen udførtes for vildtudbyttedata på amtsniveau for perioden 2012-2020, dvs. den statistiske observationsenhed var de årlige tal per amt for henholdsvis (i) lam per 2+-årig rå i vildtudbyttet (herefter blot "lam/rå-ratio"), (ii) andelen af 2+-årige råer med en brækket vægt på over 14 kg, og (iii) den relative ændring i vildtudbyttet i forhold til året før (Nt+1/Nt).

Der blev derefter opstillet følgende modeller:

Hvorledes vækstraten inden for amt, *ln*(Nt+1/Nt), korrelerer med lam/rå-ratioen:

ln(Nt+1/Nt) =Lam/rå-ratio

Hvorledes vækstraten korrelerer med andelen af 2+-årige råer >14 kg:

ln(Nt+1/Nt) = Andel 2+-årige råer >14 kg

Og hvorledes vækstraten korrelerer med både lam/rå-ratioen og andelen af råer med kropsvægt >14 kg:

ln(Nt+1/Nt) = Lam/rå-ratio + Andel 2+-årige råer >14 kg

Desuden blev det testet, om der var en indbyrdes korrelation mellem lam/rå-ratio og andel 2+-årige råer >14 kg:

Lam/rå-ratio = Andel 2+-årige råer >14 kg

Alle modeller var af typen "mixed model" (PROC MIXED i SAS 9.4), hvor amt indgik som en tilfældig virkning ("random effect") for at håndtere eventuelle forskelle mellem amterne i responsvariablen, og et 1-ordens autoregressivt residualled (AR1) korrigerede for evt. seriel autokorrelation.

6.2 Resultater

Model 4 viste, at lam/rå-ratioen i de amtslige vildtudbytter var positivt korreleret med andelen af 2+-årige råer i vildtudbyttet over 14 kg (Tabel 5.1). Derimod var der ingen signifikant korrelation mellem de årlige vækstrater på amtsniveau og hverken lam/rå-ratioen eller andelen af råer over 14 kg (Tabel 5.1).

Tabel 6.1. Parametre for sammenhænge mellem antal lam per 2+-årige rå (lam/rå) i vildtudbyttet, andel 2+-årige råer over 14 kg i vildtudbyttet og de årlige ændringer i vildtudbytte på amtsniveau. Signifikante parametre (p<0,05) er fremhævet med fed skrift.

Responsvariabel	Forklaringsvariabel:	Korrigeret for:	B	SE	t	df	p
Lam/rå	Råer >14 kg	-	1.10o	0.38o	-2.96	111	**0.0038**
ln(Nt+1/Nt)	Råer >14 kg	-	-0.101	0.105	1.04	111	0.30
ln(Nt+1/Nt)	Lam/rå	-	0.026	0.018	1.43	111	0.15
ln(Nt+1/Nt)	Råer >14 kg	Lam/rå	-0.096	0.105	0.91	110	0.36
ln(Nt+1/Nt)	Lam/rå	Råer >14 kg	0.025	0.018	1.34	110	0.18

6.3 Opsamling og tolkning af resultat

- Antal lam per 2+-årige råer i de amtslige vildtudbytter korrelerede positivt med andelen af 2+-årige råer >14 kg i vildtudbyttet (Tabel 5.1), hvilket viser, at den årlige rekruttering på amtsniveau var positivt koblet til råernes generelle kondition.
- Vækstraterne på amtsniveau er ikke signifikant korreleret med hverken fekunditet (lam/rå-ratioen) eller råernes kondition. Der er dermed ikke i evidens for, at råernes fekunditet eller generelle kondition har påvirket bestandenes vækstrater (som i den pågældende periode var negative). Hvis dette er tilfældet, må de negative vækstrater være drevet af reduceret voksenoverlevelse; helt præcist overlevelsen for voksne råer.

7 Udvikling i og bestandsbegrænsende faktorer for rådyrbestandene i Sydnorge, Sydsverige og Nordtyskland

7.1 Introduktion

Rådyr er almindeligt udbredt i kulturlandskaber i hele Nordeuropa så langt nord som til Ishavet (Cederlund & Liberg 1995). Lige som i Danmark, øgede rådyret voldsomt i udbredelse og bestandsstørrelse på den skandinaviske halvø i løbet af det 20. århundrede som følge af lavere jagttryk og forbedrede fødebetingelser. Også i disse lande har rådyrbestanden stabiliseret sig eller været i periodevis tilbagegang siden 1980erne.

I forbindelse med en beskrivelse, analyse og tolkning af den historiske bestandsudvikling i Danmark er det oplagt at sammenholde den danske bestandsudvikling med udviklingen i Danmarks nabolande. I den forbindelse giver en sammenligning mest mening for de regioner i Norge, Sverige og Tyskland, som ligger nærmest Danmark og som derfor ligner Danmark mest med hensyn til klima (relativt milde snefattige vintre), landskab (udpræget agerland) og fravær af naturlige fjender i større antal (fx los *Lynx lynx*).

I dette kapitel beskrives først udviklingen i vildtudbytte per km^2 af rådyr (indeks for bestandstæthed) i de sydligste regioner af Norge og Sverige, og de to nordligste delstater i Tyskland, som sammenlignes med udviklingen i Danmark. Dernæst redegøres for, hvilke årsager forskere i de pågældende lande nævner som styrende for rådyrbestandenes tæthed og udvikling.

7.2 Materiale og Metode

7.2.1 Tilvejebringelse af data og oplysninger

Som i Danmark er de nationale jagtstatistikker i Norge, Sverige og Tyskland baseret på jægernes årlige indberetninger af nedlagt vildt. Udbyttet af rådyr i de nationale jagtstatistikker registreres i Norge af Statistisk Sentralbyrå (ss.no) og i Sverige i Vildtdata – statistik (Vildtdata.se). Data fra Tyskland er fremsøgt fra det tyske jægerforbund (https://www.jagdverband.de/sites/default/files/2022-01/2022-01_Infografik_Jahresjagdstrecke_Rehwild_2020_2021.jpg). Data er fremsøgt så langt tilbage I tiden som muligt, men behandles i nærværende rapport tilbage til 1985. De nationale statistikker er endnu ikke fuldt opdaterede for sæsonen 2021 (jagtsæson 2021/22), så udbyttedata præsenteres for perioden 1985-2020.

Personlige kontakter til Tyskland (Thünen-Institut für Waldökosysteme, Arbeitsbereich Wildtierökologie) og til det Svenske Jægerforbund (Svenska Jägareförbundet) er blevet adspurgt om kendskab til bestandsregulerende faktorer og specielle forhold eller ændringer i både bestandsudviklingen og i jagten på rådyr i de respektive lande.

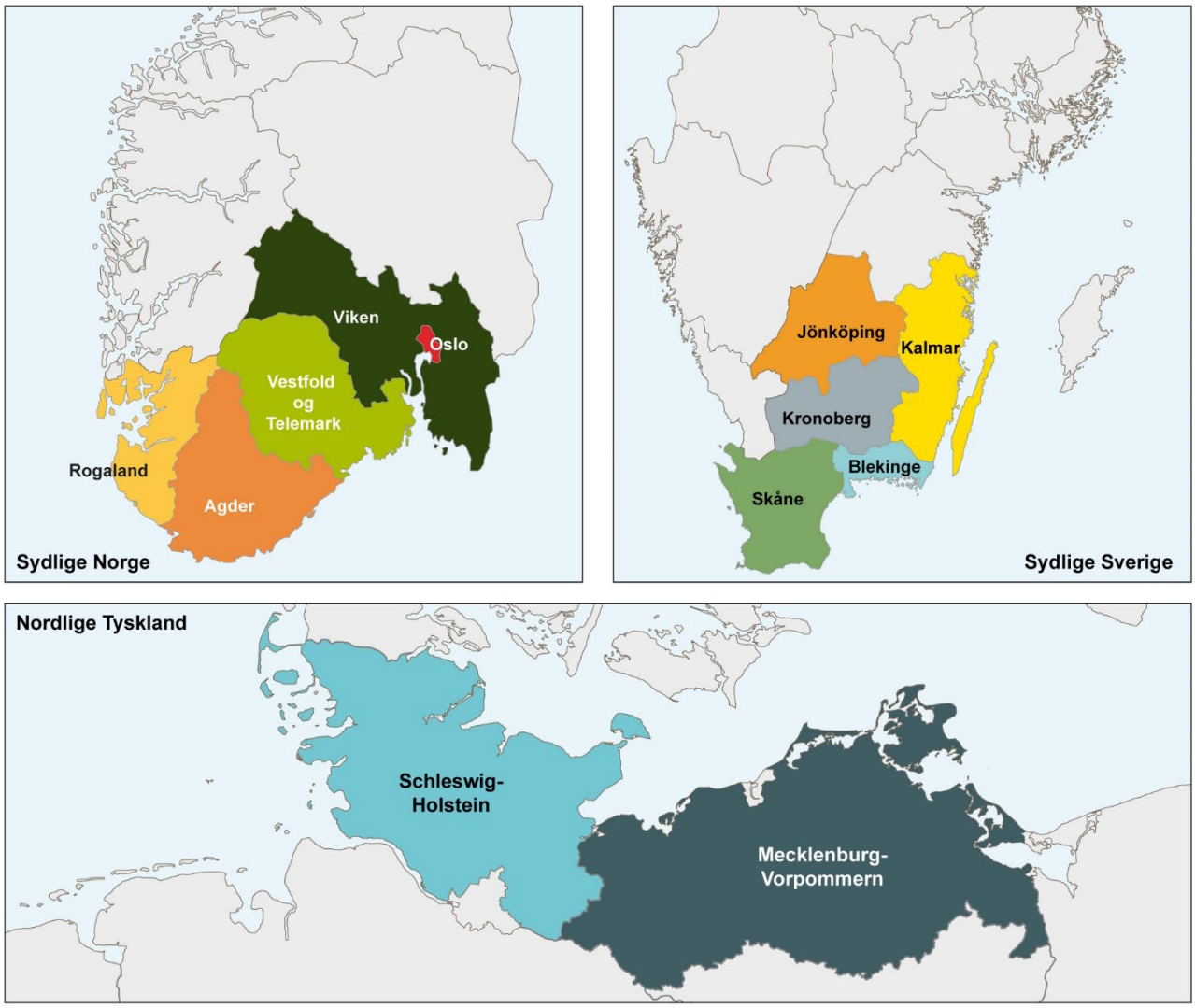
For Norge foreligger der informationer om køn og alder på nedlagte rådyr for perioden 2013-2020. Fra Sverige foreligger der informationer om type af dyr (buk, rå og lam) for perioden 1996-2020.

For Sydnorge udvalgtes data fra følgende fylker (amter): Rogaland, Agder (omfattede før 2019 fylkerne Aust-Agder og vest-Agder), Vestfold-Telemark (sammenlagt i 2019) og Viken (omfattede før 2019 fylkerne Østfold, Akershus og Buskerud) (Figur 7.1). Oslo fylke blev fravalgt, da det hovedsageligt består af byområder, og antallet af nedlagte rådyr per år aldrig oversteg 100 dyr. Fra Sverige er medtaget data fra de sydligste län (amter) Jönköping, Kronoberg, Kalmar, Blekinge, Skåne og Halland (Figur 7.1). Fra Tyskland anvendes data fra delstaterne Schleswig-Holstein og Mecklenburg-Vorpommern (Figur 7.1).

7.2.2 Statistisk analyse

For hvert område blev bestandsudviklingen analyseret for de to seneste 10-årsperioder (2002-2011 og 2011-2020) ved hjælp af lineær regression af ln-transformerede udbyttetal. Dermed svarer den estimerede hældningskoefficient til bestandens gennemsnitlige årlige vækstrate ($r = \ln\lambda = \ln[N_{t+1}/N_t]$), såfremt vildtudbyttet er lineært proportionalt med bestandsstørrelsen.

For at afdække en eventuel positiv effekt af rådyrbestandenes ynglesucces og bestandsudvikling blev udviklingen i antallet af lam per rå korreleret med udbyttet ved hjælp af en simpel bivariat Pearson korrelationsanalyse for data fra Norge (2013-2020) og Sverige (1996-2020) på hhv. fylke og läns niveau. Der foreligger ingen data om lam i det tyske udbytte af rådyr.



Figur 7.1. Kort over områder i det sydlige Norge (fylker), sydlige Sverige (län) og nordlige Tyskland (delstater) hvorfra der er medtaget data på nedlagte rådyr.

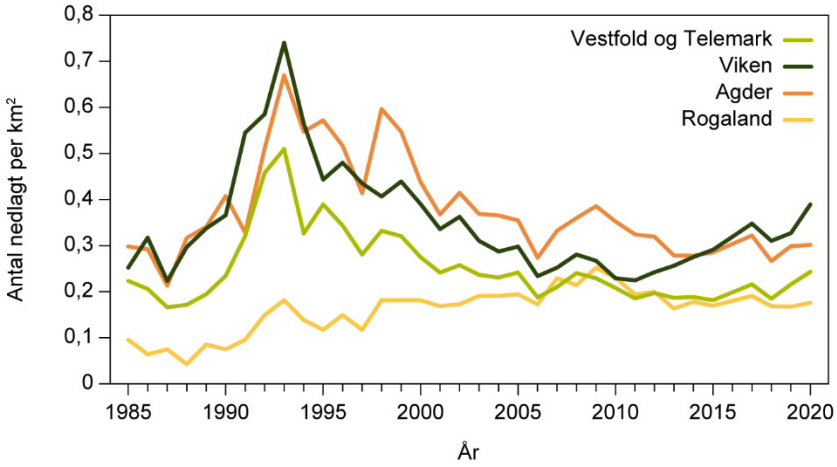
7.3 Bestandsudvikling i vores nabolande og angivne årsager dertil

7.3.1 Sydlige Norge

Bestandsmønstre

Fra 1985 til 2020 har det årlige udbytte af rådyr i Norges tre sydligste fylker, Agder, Vestfold-Telemark og Viken, varieret fra knap 0,2 til 0,7 per km^2 (Figur 7.2). Udbyttet toppede i 1990erne og har siden årtusindskiftet ligget relativt stabilt på mellem 0,2 og 0,4 nedlagte rådyr per km^2. I Rogaland, som er beliggende længst vest og nord og først blev koloniseret af rådyr i 1970erne (Cederlund & Liberg, 1995) og som for en stor dels vedkommende består af højfjeld, øgede vildtudbyttet fra knap 0,1 per km^2 i 1980erne til omkring 0,2 per km^2 ved årtusindskiftet og har ligget stabilt siden.

Figur 7.2. Antal rådyr nedlagt per km^2 i fire udvalgte fylker i Sydnorge, 1985-2020.



Inden for de seneste to tiårsperioder har vildtudbyttet ikke ændret sig signifikant i Agder og Rogaland, mens det i Viken og Vestfold og Telemark faldt med 2-4% per år i perioden 2002-2011, efterfulgt af 2-5% årlig fremgang 2011-2020 (Tabel 7.1).

Tabel 7.1. Tiårige trends for vildtudbytte af rådyr i fire sydnorske fylker angivet som hældningskoefficienten (B) i lineær regression på ln-transformerede udbyttetal (SE(B) er standardfejlen på hældningskoefficienten; t er testværdi og p er sandsynlighed). Hvis vildtudbyttet er proportionalt med bestandsstørrelsen, vil B svare til den gennemsnitlige årlige vækstrate (r = lnλ = ln(N_{t+1}/N_t), hvor N er vildtudbyttet i en given jagtsæson. Bestandstrends, som afviger statistisk signifikant fra et konstant udbytte i løbet af perioden (B=0), er fremhævet med fede typer. Til sammenligning er indsat trends for Danmark baseret på tilsvarende data fra samme perioder.

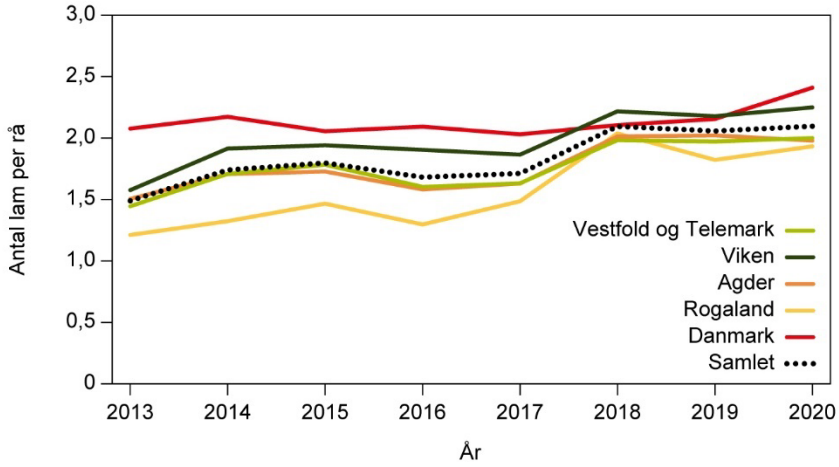
Periode	Fylke	B	SE(B)	t_8	p
2002-2011	Rogaland	0,026	0,011	2,286	0,052
	Agder	-0,012	0,012	-0,997	0,348
	Vestfold-Telemark	-0,023	0,010	-2,289	0,051
	Viken	-0,042	0,010	-4,268	**0,003**
	Danmark	*0,024*	*0,005*	*5,215*	*0,0008*
2011-2020	Rogaland	-0,010	0,007	-1,422	0,193
	Agder	-0,005	0,008	-0,654	0,532
	Vestfold-Telemark	0,021	0,008	2,693	**0,027**
	Viken	0,053	0,006	8,417	**<0,0001**
	Danmark	*-0,044*	*0,003*	*-17,395*	*<0,0001*

I perioden 2013-2020 blev der i Sydnorge i gennemsnit nedlagt 1,83 lam for hver nedlagt rå (Tabel 7.2, Figur 7.3). For alle fylker samlet steg denne ratio signifikant i løbet af perioden ($F_{6,1}$=19,89, p=0,004) fra i gennemsnit 1,43 (95% konfidensgrænser: 1,18-1,69) i 2013 til 2,04 (1,81-2,27) i 2020.

Kønsfordelingen af rålam nedlagt i de fire fylker i perioden 2013-2020 lå i gennemsnit på 1,80 bukkelam for hvert lam af hunkøn (95 % konfidensgrænser: 1,69-1,91), hvilket svarer til 64 (63-66) % handyr. Kønsratioen udviklede sig ikke statistisk signifikant fra 2013 til 2020 (lineær regression, $F_{6,1}$=4,2, p=0,087).

Tabel 7.2. Det gennemsnitlige antal lam nedlagt per rå i fire sydnorske fylker 2013-2020, baseret på den norske vildtudbytte-statisk, samt udviklingen for samme periode vurderet ud fra lineær regression (B er hældningskoefficienten, (SE(B) er standard-fejlen på hældningskoefficienten; t er testværdi og p er sandsynlighed). Bestandstrends, som afviger statistisk signifikant fra et konstant udbytte i løbet af perioden (B=0), er fremhævet med fede typer.

	Gennemsnit *(df=7)*			*Trend (lineær regression)*		
Fylke	$\bar{x}$	***SE***	***B***	***SE(B)***	t_6	***p***
Rogaland	1,572	0,111	0,112	0,026	4,387	**0,005**
Agder	1,771	0,073	0,069	0,020	3,520	**0,013**
Vestfold-Telemark	1,766	0,073	0,070	0,019	3,614	**0,011**
Viken	1,981	0,080	0,081	0,018	4,575	**0,004**
Alle 4 fylker	1,834	0,080	0,080	0,018	4,460	**0,004**



Figur 7.3. Antal rålam nedlagt per rå i fire sydnorske fylker (V&T= Vestfold-Telemark), 2013-2020, sammenlignet med tilsvarende tal fra Danmark

Bestandspåvirkende faktorer i Sydnorge

Rådyrbestandene i Norge er kraftigt påvirket af vintrenes hårdhed (især stor snedybde) (Mysterud & Østbye 2006) og prædation fra los (Melis m.fl. 2009, 2010). Selv om vintrene er mindre snerige og los noget mindre talrig i de fire udvalgte fylker end længere nord i landet, vil begge disse faktorer, som ikke gør sig gældende i Danmark, i hvert fald lokalt have indflydelse på rådyrpopulationerne i Sydnorge. Der er også enighed blandt forskere om at bestandstæthed af ræv har en negativ indflydelse på norske rådyrbestandes størrelse, idet ræve årligt kan fjerne op mod halvdelen af alle rålam inden for deres to første levemåneder (Panzacchi m.fl. 2008,Panzacchi m.fl. 2009; Aanes & Andersen 1996). Toppene i vildtudbyttet af råvildt først i 1990erne tilskrives således, at rævebestandene i denne periode var i bund pga. ræveskab (Lindström m.fl. 1994).

Selv om antallet af nedlagte rålam per nedlagt rå steg i perioden 2013-2020 (Tabel 7.3), er denne stigning dog ikke signifikant positivt korreleret med vildtudbyttet i de fire fylker, om end korrelationskoefficienten er høj for Viken (Tabel 7.3). Der er derfor ingen klar tendens til en sammenhæng mellem den reproduktive succes og bestandsændringer.

Tabel 7.3. Simpel korrelation mellem udbyttet af rådyr og lam/rå-ratioen i perioden i de sydlige Norske fylker 2013-2020 baseret på den norske udbyttestatistik. Korrelationskoefficient (Pearson's r), testværdi (F) og sandsynlighed (p) er angivet. Statistisk signifikante korrelationer er angivet med fed skrift.

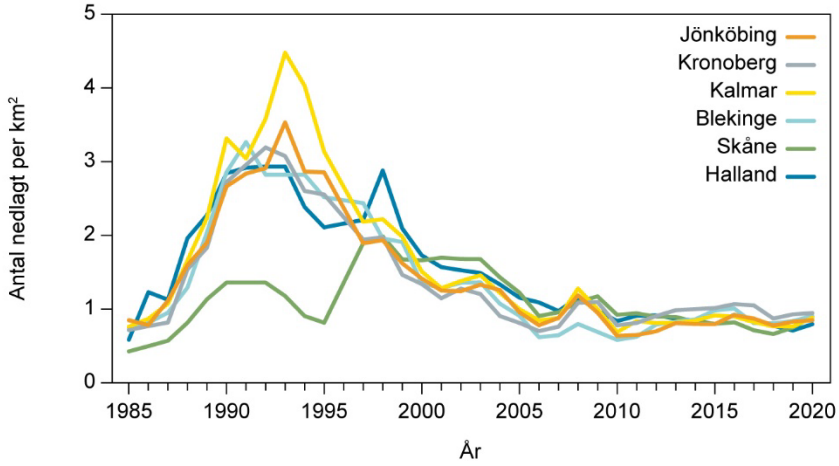
	Pearson r	$F_{1,6}$	***p***
Rogaland	-0,169	0,177	0,69
Agder	-0,160	0,157	0,71
Vestfold-Telemark	0,416	1,256	0,31
Viken	0,668	4,84	0,07

Der foreligger ikke dokumentation for, at rådyrbestandens udvikling i Norge har været begrænset af større sygdomsudbrud eller epidemier. Undersøgelser har dog påvist, at rådyr bærer på flere flåt-bårne infektioner (fx Stuen m.fl. 2002, Razanska m.fl. 2019). Prion-sygdommen Chronic Wasting Disease (CWD), som kan påvirke hjortevildtbestande (Roels m.fl. 2005), er påvist i elge og rensdyr i Norge, men ikke i rådyr (Ricci m.fl.2017). Der foreligger ingen rapporter om udbredt forekomst af rådyr med diarré endsige dyr, som afmagres og dør som følge deraf. Som det fremgår af bestandstallene, synes der heller ikke at have været tale om nogen form for tilbagegang det seneste årti, tværtimod.

7.3.2 Sydlige Sverige

Bestandsmønstre

I alle sydsvenske län med undtagelse af Skåne steg vildtudbyttet af rådyr i perioden 1985-1993 fra under 1 dyr til 3-4 dyr per km². I de følgende 10-15 år er det faldet gradvist til ca. 1 dyr per km² omkring 2007 og har siden ligget stabilt på dette niveau (Figur 7.4). Dette fremgår også af de seneste to årtiers udbyttetrends, som viste signifikant tilbagegang i fem af seks län fra 2002 til 2011, hvorimod udbyttet i den seneste tiårsperiode (2011-2020) kun er faldet signifikant i et enkelt län (Halland)(Tabel 7.4). Skåne adskiller sig fra de øvrige län ved at udvise relativt lavere udbytter per km² fra 1985-1995. Siden sidst i 1990erne har vildtudbyttet per km² i Skåne ligget på niveau med de øvrige län (Figur 7.4).

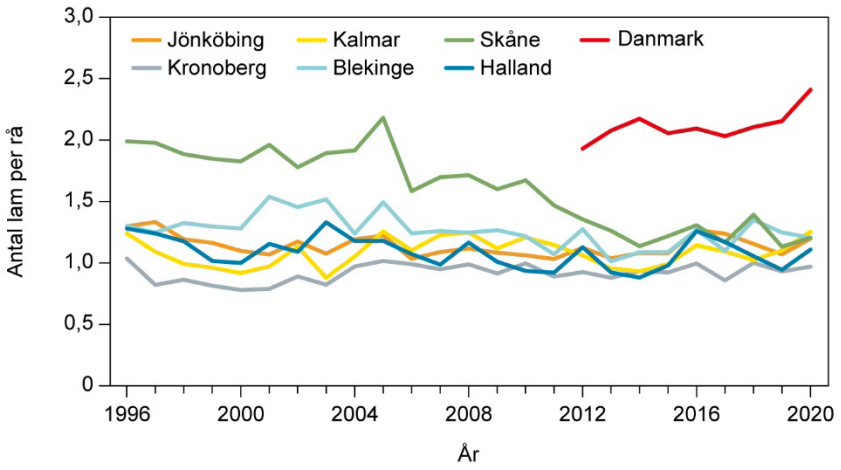


Figur 7.4. Antal rådyr nedlagt per km² i Sydsverige, 1985-2020.

Tabel 7.4. Tiårige trends for vildtudbytte af rådyr i seks sydsvenske län angivet som hældningskoefficienten (B) i lineær regression på ln-transformerede udbyttetal (SE(B) er standardfejlen på hældningskoefficienten; t er testværdi og p er sandsynlighed). Hvis vildtudbyttet er proportionalt med bestandsstørrelsen, vil B svare til den gennemsnitlige årlige vækstrate (r = lnλ = ln(Nt+1/Nt), hvor N er vildtudbyttet i en given jagtsæson. Bestandstrends som afviger statistisk signifikant fra et konstant udbytte i løbet af periode (B=0) er fremhævet med fede typer. Til sammenligning er indsats trends for Danmark, baseret på tilsvarende data fra samme perioder.

Periode	Län	B	SE(B)	t_8	P
2002-2011	Jönköbing	-0,071	0,020	-3,607	**0,007**
	Kronoberg	-0,032	0,022	-1,433	0,1910
	Kalmar	-0,060	0,020	-3,089	**0,015**
	Blekinge	-0,094	0,019	-5,060	**<0,001**
	Skåne	-0,065	0,016	-4,003	**0,004**
	Halland	-0,063	0,009	-7,113	**0,0001**
	Danmark	*0,024*	*0,005*	*5,215*	*0,0008*
2011-2020	Jönköbing	0,023	0,009	2,663	**0,029**
	Kronoberg	0,007	0,010	0,724	0,490
	Kalmar	-0,002	0,007	-0,315	0,761
	Blekinge	0,021	0,014	1,537	0,163
	Skåne	-0,022	0,011	-2,062	0,073
	Halland	-0,021	0,007	-3,109	**0,014**
	Danmark	*-0,044*	*0,003*	*-17,395*	*<0,0001*

I perioden 1996-2020 blev der i de Sydsvenske län nedlagt mellem 1 og 2 lam for hver rå (Figur 7.5, Tabel 7.5). Skåne adskiller sig fra de andre län i form af en relativt højere lam/rå-ratio først i perioden, som dog i de følgende 25 år er faldet signifikant til samme niveau som de øvrige län (ca. 1,2 lam per år i 2020, Figur 7.5, Tabel 7.5).



Figur 7.5. Antal rålam nedlagt per rå i seks sydsvenske län1996-2020, baseret på den svenske vildtudbyttestatisk, sammenlignet med tilsvarende tal fra Danmark.

Tabel 7.5. Antal lam nedlagt per rå i seks sydsvenske län 1996-2020, baseret på den svenske vildtudbyttestatisk (SE(B) er standardfejlen på hældningskoefficienten; t er testværdi og p er sandsynlighed).

	Gennemsnit *(df=24)*		*Trend (lineær regression)*			
Län	$\bar{x}$	***SE***	***B***	***SE(B)***	***t***	***P***
Jönköping	1,140	0,017	-0,003	0,002	-1,290	0,210
Kronoberg	0,918	0,015	0,004	0,002	1,875	0,073
Kalmar	1,084	0,023	0,002	0,003	0,642	0,527
Blekinge	1,266	0,027	-0,009	0,003	-2,711	**0,012**
Skåne	1,607	0,064	-0,039	0,004	-9,608	**<0,0001**
Halland	1,088	0,025	-0,007	0,003	-2,072	**0,050**
Alle 6 län	1,173	0,019	-0,008	0,002	-3,702	**0,001**

Kønsfordelingen i nedlagte rålam er kun indberettet for sæsonen 2021/22, hvor datasættet stadig er foreløbig. For denne sæson er der nedlagt 1,08 han for hver hun beregnet på baggrund af 1.387 indberettede rålam (720 hanner og 667 hunner) fra de 6 län medtaget i denne undersøgelse.

Bestandspåvirkende faktorer i Sydsverige

Som i Norge er rådyrets udbredelse og bestandsudvikling i Sverige påvirket af klima, landbrugspraksis, prædation fra los, ulv og ræv (Olsson m.fl. 1997, Andren & Liberg 2015). Udviklingen i rådyrbestanden i det sydlige Sverige gennem de seneste 50 år, når der ses bort fra 1990erne, har været stabilt stigende til et niveau med ca. 40.000 dyr nedlagt årligt. Den markante stigning i antallet af nedlagte rådyr i 1990'erne er, som for Norge, koblet til et landsdækkende udbrud af ræveskab (*Sarcoptes scabiei*) igennem 1970erne og 1980'erne, som markant reducerede rævebestanden (Willebrand m.fl. 2022). Stigningen i rådyrbestanden i 1990erne vurderes som resultat af en lavere prædation fra ræve på rålam (Jarnemo & Liberg 2005) (jf. Figur 7.8). Siden 1990'erne er rævebestanden langsomt øget og en medfølgende stigning i ræves prædation på rålam har betydet et modsvarende fald i rådyrbestanden (Jarnemo & Liberg 2005).

For alle Sydsvenske län var der en positiv korrelation mellem udbyttet og lam/rå-ratioen for perioden 1996-2020. Denne sammenhæng var dog kun signifikant for Jönköping, Skåne og Halland (Pearson's r; p<0,05, Tabel 7.6). I det sydlige Sverige er der derfor en tendens mod at den reproduktive succes har indflydelse på frem- og tilbagegange i bestanden.

Tabel 7.6. Simpel korrelation mellem udbyttet af rådyr og lam/rå-ratioen i perioden i de sydlige Svenske län baseret på den svenske udbyttestatistik 1996-2020. Korrelationskoefficient (Pearson's r), testværdi (F) og sandsynlighed (p) er angivet. Statistisk signifikante korrelationer er angivet med fed skrift.

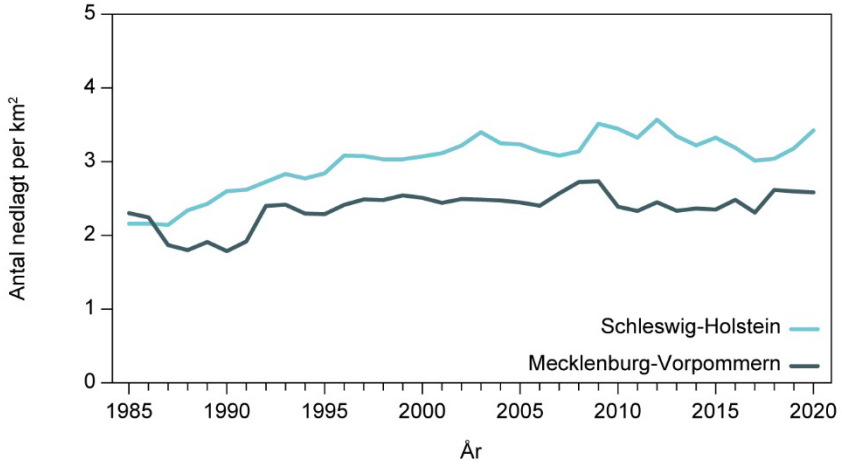
	Pearson r	$F_{23,1}$	**p**
Jönköping	0,586	12,049	**0,002**
Kronoberg	0,196	0,923	0,350
Kalmar	0,085	0,165	0,690
Blekinge	0,297	2,218	0,150
Skåne	0,813	44,740	**<0,0001**
Halland	0,489	7,238	**0,013**

Der er ingen rapporter om større udbrud af sygdom eller epidemier i rådyr fra Sverige. Parasit- og bakterieinfektioner er almindeligt udbredt og bidrager til den naturlige dødelighed i bestanden (Aguirre m.fl. 1999, se også Malmsten m.fl. 2011). Der foreligger ingen rapporter om udbredt forekomst af rådyr med diarré, endsige dyr som afmagres og dør som følge deraf. Som det fremgår af bestandstallene, synes der heller ikke at have været tale om nogen form for tilbagegang det seneste årti.

7.3.3 Nordlige Tyskland

Bestandsmønstre

Antal rådyr nedlagt i Nordtyskland har inden for de seneste 20 år ligget stabilt på mellem 2,2 og 3,5 per km², dvs. omtrent som i Danmark (Figur 7.6). I Mecklenburg-Vorpommern er vildtudbyttet dog steget svagt fra 2011 til 2020 (Tabel 7.7).



Figur 7.6. Antal rådyr nedlagt per km² i Nordtyskland, 1985-2020.

Tabel 7.7. Antal rådyr nedlagt per km² i Nordtyskland, 1985-2020. Tiårige trends for vildtudbytte af rådyr i Tysklands to nordligste delstater angivet som hældningskoefficienten (B) i lineær regression på ln-transformerede udbyttetal (SE(B) er standardfejlen på hældningskoefficienten; t er testværdi og og p er sandsynlighed). Hvis vildtudbyttet er proportionalt med bestandsstørrelsen, vil B svare til den gennemsnitlige årlige vækstrate (r = lnλ = ln(Nt+1/Nt), hvor N er vildtudbyttet i en given jagtsæson. Bestandstrends, som afviger statistisk signifikant fra et konstant udbytte i løbet af perioden (B=0), er fremhævet med fede typer. Til sammenligning er indsats trends for Danmark, baseret på tilsvarende data fra samme perioder.

Periode	Delstat	B	SE(B)	t_8	p
2002-2011	Schleswig-Holstein	0,004	0,005	0,833	0,429
	Mecklenburg-Vorpommern	-0,00002	0,006	0,005	0,996
	Danmark	0,024	0,005	5,215	**<0,001**
2011-2020	Schleswig-Holstein	-0,008	0,005	-1,410	0,196
	Mecklenburg-Vorpommern	0,011	0,004	2,822	**0,0224**
	Danmark	-0,044	0,003	-17,395	**<0,0001**

Bestandspåvirkende faktorer i Nordtyskland

Der er rapporter om flåt-bårne infektioner i tyske rådyr, som betragtes som naturlige forekommende og ikke rapporteret at have effekter på bestanden. Det er antydet, at fx leverbetændelse (hepatitis E virus) kan transmitteres fra vildsvin til rådyr (Anheyer-Behmenburg m.fl. 2017), men der foreligger ikke forlydender om, at dette skulle have nogen effekt på rådyrbestandenes sundhed og udvikling.

Der foreligger ikke undersøgelser af effekten af ræv på rådyrbestanden i det nordlige Tyskland, lige som der ikke er fundet rapporter om sygdomsudbrud i ræve i Schleswig-Holstein. I Mecklenburg-Vorpommern var rævebestanden

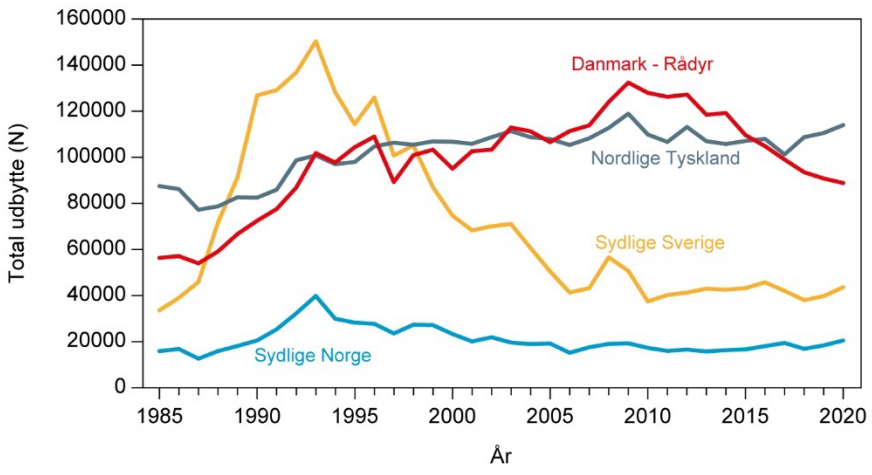
muligvis ramt af sygdom i starten af 2000-tallet (Wildtier-Informationssystem der Länder Deutschlands – Jahresbericht 2019), hvilket dog ikke påvirkede afskydningstallet for rådyr, som lå stabilt i denne periode (Figur 7.6).

7.4 Sammenfatning, diskussion og konklusion

Vildtudbyttedata kan ikke ukritisk tages som 1:1-udtryk for den bagvedliggende variation i bestandstæthed og bestandssammensætning, da antallet af dyr rapporteret til vildtudbyttestatistikker ikke blot beror på bestandenes størrelse og demografiske sammensætning, men også på antallet af jægere og deres jagtadfærd, herunder jægernes respons på ændringer i bestandsstørrelse (Kahlert m.fl. 2015) og jagttider (Sunde & Asferg 2014). Endnu større forsigtighed skal udvises ved sammenligning mellem lande med forskellig jagtlovgivning, jagtkultur og jægertæthed, hvilket påvirker det absolutte såvel som det demografisk specifikke jagttryk herunder både afskydning og de øvrige påvirkninger fra jagt. Særlig den demografiske sammensætning af vildtudbyttet (antal lam nedlagt per rå) er vanskelig at sammenligne mellem lande, idet der kan herske meget forskellige kulturer for, hvorledes rådyrbestande bør afskydes. I det følgende, er det tolkningsmæssige fokus primært lagt på en sammenligning af vildtudbytternes udvikling over tid (trends) i de fire lande.

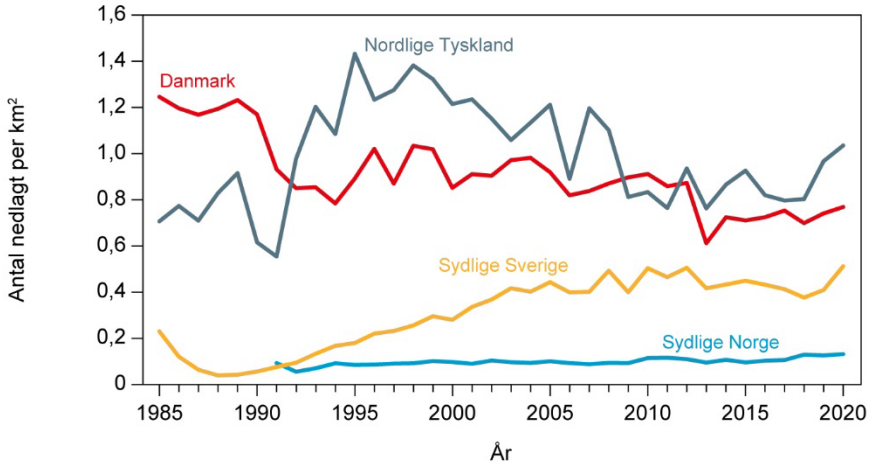
Som det fremgår af Figur 7.7, udviser vildtudbyttet af rådyr i Danmark større lighed med Nordtyskland end med det sydlige Norge og Sverige, både hvad angår generel tæthed og udvikling over tid. Inden for de seneste seks år (2015-2020) er der således i gennemsnit nedlagt 2,3 dyr/km² i Danmark, 2,8 dyr/km² i Nordtyskland, ca. 1 dyr/km² i Sydsverige og ca. 0,5 dyr/ km² i Sydnorge. Selv med forbehold for mulige forskelle i jagttryk landene imellem, afspejler disse grundlæggende forskelle i afskydningstæthed uden tvivl geografiske forskelle i økologisk bæreevne grundet klima og habitatsammensætning, som også vist for de forskellige landsdele inden for Danmarks grænser.

Udviklingen i vildtudbytte over tid følger gennemgående samme mønster i Norge og Sverige med en markant top igennem 1990'erne, hvorefter antallet af nedlagte dyr i dette følgende årti faldt til et niveau, der er sammenligneligt med perioden før 1990'erne. Udviklingen i Tyskland og Danmark afviger fra udviklingen i Norge og Sverige med en stigning i 1980'erne og en mere jævn og stabil udvikling gennem de seneste 20 år. Nedgangen i vildtudbyttet i Danmark med ca. 1/3 fra 2009 til 2020, er derimod unik for Danmark, idet vildtudbytterne i både Sydnorge, Sydsverige og Nordtyskland har været stort set stabile i samme periode (Figur 7.7).



Figur 7.7. Antal rådyr nedlagt i Danmark og omkringliggende lande, 1985-2020. For Norge er medtaget udbytte fra fylkerne Rogaland, Agder, Vestfold-Telemark og Viken; fra Sverige er medtaget data fra länene Jönköbing, Kronoberg, Kalmar, Blekinge, Skåne og Halland, og fra Tyskland data fra delstaterne Schleswig-Holstein og Mecklenburg-Vorpommern.

Som før skrevet, tilskrives bestandstoppen for rådyr i Norge og Sverige tidligt i 1990erne, at rævetætheden i denne periode var meget lav pga. af ræveskabsepidemien, hvilket medførte forøget overlevelse af rålam (Jarnemo & Liberg 2005). De statistisk negative sammenhænge mellem udbyttetal og lam-rå-ratioerne i vildtudbyttet i flere sydnorske fylker og svenske län understøtter hypotesen om, at de regionale bestandsniveauer i det sydlige Norge og Sverige i nogen grad er koblet til overlevelsen af rålam, hvilket igen afhænger af rævebestandenes tæthed. Som beskrevet i kapitel 3 kan der i de danske vildtudbytter ikke etableres samme statistiske kobling mellem bestandstæthed af rådyr, lam-rå-ratio og tætheden af ræv som i Norge og Sverige til trods for at rævebestanden også i Danmark har svinget betydeligt over årene (Figur 7.8), som følge af regionale udbrud af ræveskab (1985-2003) og hvalpesyge (2012-2016)(Madsen m.fl. 2021). Dette peger derfor i retning af, at bestandsudviklingen i Danmark primært er styret af andre faktorer end prædation af ræv på rålam. Det samme synes at gøre sig gældende for Tyskland, som sandsynligvis var ramt af ræveskab i 1980erne og de tidlige 1990er med lave udbyttetal af ræv (Figur 7.8), uden at disse udsving manifesterede sig i vildtudbyttet for rådyr.



Figur 7.8. Antal ræve nedlagt per km^2 i Danmark og omkringliggende lande, 1985-2020. For Norge er medtaget udbytte fra fylkerne Rogaland, Agder, Vestfold-Telemark og Viken; fra Sverige er medtaget data fra länene Jönköbing, Kronoberg, Kalmar, Blekinge, Skåne og Halland, og fra Tyskland data fra delstaterne Schleswig-Holstein og Mecklenburg-Vorpommern.

Det faktum at udbyttet af rådyr inden for det seneste årti er gået markant ned i Danmark, men i samme periode har ligget på et stabilt niveau i Sydnorge, Sydsverige og Nordtyskland, samt at der fra disse lande ikke er rapporteret om væsentlige ændringer i bestandenes dynamik, sundhed eller sygdomsmønster, tyder på at tilbagegangen hos danske rådyr, såvel som den udbredte forekomst af afmagrede dyr med diarré, er et særskilt dansk fænomen. Derfor må årsagerne til de danske bestandstilbagegange og forekomst af diarré relatere sig til forhold som er unikke for Danmark.

8 Afsluttende diskussion

8.1 Datagrundlagets troværdighed

Denne rapport forsøger på grundlag af foreliggende bestandsdata at beskrive bestandsmønstrene for de danske rådyrbestande i tid og rum samt, i det omfang, det er muligt, forklaringerne bag. I den forbindelse er det vigtigt at holde sig for øje, at ingen analyse er bedre end de data, hvorpå den bygger.

Kvaliteten og relevansen af de benyttede data er begrænset af de relativt grove kategorier af fx geografi (kommuner, amter) og dyrenes aldersbestemmelse (lam, 1-årsdyr, 2+-årige) samt de skævheder, der måtte være i data, da dyr nedlagt under jagt ikke kan forventes at udgøre en repræsentativ stikprøve af bestanden. Disse kendte og ukendte forhold, der kan give mulige systematiske fejlkilder i forbindelse med indsamling (jagt, trafik) og efterfølgende registrering og indrapportering af centrale parametre, betyder, at man skal forholde sig kritisk til de resultater, data viser.

I forbindelse med analyserne i denne udredning, er det således af væsentlig betydning om (i) antallet af nedlagte og påkørte dyr i kommunerne kan betragtes som et direkte udtryk for variationen i bestandenes tæthed i tid og rum, (ii) om den demografiske sammensætning af henholdsvis nedlagte og påkørte dyr repræsenterer den levende bestand (dette er helt sikkert ikke tilfældet for nedlagte dyr, men antages i højere grad at være det for påkørte dyr) og er registreret uden systematiske fejlkilder. Det samme gælder for registrering af kropsvægte.

En sammenligning mellem den årlige variation i vildtudbytter og Dansk Ornitologisk Forenings punkttællingsindeks har tidligere vist, at vildtudbyttet for rådyr i perioden 1985-1997 var direkte proportional med punkttællingsindekset (Type I respons), men i perioden 1997-2011 med de højeste punkttællingsværdier, var der en udfladning i udbyttetallene (Type II respons), hvilket indikerede at bestandene varierede mere i størrelse end variationen i vildtudbyttet tilsagde (Kahlert m.fl. 2015).

I den aktuelle undersøgelse er det værd at mærke sig, at den geografiske variation i data for tætheden af både vildtudbytter og påkørte rådyr på kommuneniveau var tæt korrelerede og udviste samme respons på de samme landskabsfaktorer. Havde ét af de to bestandsmål ikke afspejlet ændringer i den underliggende bestandstæthed, ville der ikke have været en positiv korrelation mellem dem. På dette grundlag må vildtudbyttetæthed, såvel som tæthed af påkørte rådyr, betegnes som proportionale udtryk for den underliggende bestandstæthed og dermed som troværdige mål for bestandenes tæthed og udvikling.

Den demografiske sammensætning af vildtudbyttet kan ikke på forhånd forventes at repræsentere den levende bestand, al den stund jægere er selektive i deres udtag af dyr fra bestanden. Eksempelvis er bukke mere attraktive jagtobjekter end råer, med to måneders ekstra jagttid, så det er ingen overraskelse, at der nedlægges 2,4 bukke for hver rå blandt 2+-årige dyr i vildtudbyttet.

Da vildtudbyttets demografiske sammensætning ikke afspejler sammensætningen i den levende bestand, udgør påkørte dyr en alternativ reference, hvor

det med større ret kan forventes, at de forskellige køns- og aldersklasser påkøres og rapporteres med lige stor sandsynlighed. Data viser dog at køns- og alderssammensætningen af påkørte rådyr varierer i løbet af året (Mayer m.fl. 2021), så denne grundantagelse holder næppe fuldstændig. Hundyr udgør således 4 ud af 5 trafikdræbte 1-årsdyr, uden at den præcise adfærdsmæssige mekanisme kan forklares. Den demografiske sammensætning af påkørte dyr skal derfor betragtes som det bedste bud på bestandenes virkelige demografiske sammensætning, selvfølgelig med forbehold for, at dette rent faktisk stemmer. I den sammenhæng er det dog vigtigt, at det for store datasæt gælder, at eventuelle systematiske fejlkilder til en vis grad udligner hinanden. Det er derfor rimeligt at antage, at beskrivelserne af variationen i de demografiske parametre i tid og rum for rådyrenes bestandsudvikling er valide.

Fejlagtige og mangelfulde køns- og aldersbestemmelser udgør en anden mulig systematisk fejlkilde i data. En betragtelig del af data fra både vildtudbyttet og de påkørte dyr mangler information om enten køn eller alder, hvilket gør de estimerede køns- og aldersandele sårbare over for mulige systematiske fejlkilder, fx kan visse grupper være vanskeligere at aldersbestemme, så de mangler i data.

I mangel af viden om sådanne mulige systematiske fejlkilder, har vi valgt kun at beregne forholdstal (fx 2+-årige råer per 2+-årige bukke eller lam per 2+årige rå) på basis af de dyr som havde komplette aldersoplysninger. Hvis hundyr uden aldersangivelse er overrepræsenteret af 2+-årige dyr vil dette betyde at bestandens samlede lam/rå-ratio overestimeres. Tilsvarende vil lam/rå-ratioen kunne blive underestimeret, hvis hundyr uden aldersangivelse er overrepræsenteret af lam og 1-årige dyr.

Denne type fejlkilde kan give anledning til forkerte estimater, men da fejlkilden er konstant over tid, vil det næppe påvirke den estimerede variation i tid og rum. De samme forhold gør sig gældende for systematiske forskelle i dyrenes kropsvægt. Også her kan estimatet blive påvirket, men næppe resultaterne for kropsvægtens udvikling over tid.

De gennemførte analyser benytter de foreliggende data med disse forbehold. Hvis der efterfølgende kan opstå usikkerhed om datas validitet, kan det i fremtiden kompenseres for ved at reducere datasættenes mørketal i form af kampagner rettet mod en højere indrapporteringsgrad af komplette oplysninger, evt. i kombination med afgrænsede, kontrollerede dataindsamlinger under forsøgsmæssige forhold.

8.2 Mulige årsager til de seneste års bestandsnedgange

Som det fremgår af kapitel 3, har vildtudbyttet for rådyr på landsplan været faldende siden 2011 og i samtlige amter siden 2013. Samtidigt kan det konstateres, at den negative bestandsudvikling efter alt at dømme er et særligt dansk fænomen, idet vildtudbytterne i Danmarks nabolande har ligget omtrent stabilt i samme periode (kapitel 7).

Fra et demografisk perspektiv er der ikke evidens for at de negative vækstrater har været drevet af reduceret fekunditet, ligesom både kondition (gennemsnitsvægte) for både lam og råer har været stigende siden 2013. Ud fra udelukkelsesmetoden kan dette pege i retning af, at det kan være reduceret overlevelse for råer, som har drevet bestandsudviklingen i negativ retning sammenlignet med tidligere.

Da der ikke foreligger differentierede aldersdata for dyr fra og med 2-årsalderen, er det imidlertid ikke muligt at efterprøve om vækstraterne i disse år primært styres af variation i voksenoverlevelse.

Af de mulige økologiske årsagsforklaringer (Tabel 1.1), kan ændrede *vejrforhold* (hårde vintre) og *prædation* (ræv) uden videre udelukkes som plausible forklaringer, da intet i data tyder på sammenhænge mellem bestandenes vækstrater og disse forklaringsvariable.

Konkurrence med dådyr har heller ikke megen støtte i data, idet amtslige vækstrater ikke korrelerede med dådyrtæthed. Konkurrence med krondyr havde en smule mere støtte i data i form af en svag, negativ korrelation mellem vækstrater og krondyrtæthed, som dog ikke var signifikante i den mest konservative model, der kun adresserede variation inden for kommuner. Konkurrence med krondyr kan under alle omstændigheder dog ikke være hovedforklaringen for tilbagegangen over hele landet, da krondyr stort set mangler (fx Fyn) eller er fåtallig og lokalt udbredt (øst for Storebælt) i mange amter med markant tilbagegang for rådyr.

Hvis man ser bort fra en mulig øgning i jagttryk, hvilket ud fra forfatternes personlige kendskab til, hvorledes rådyrjagt har været praktiseret de seneste 30 år, vurderes som usandsynligt som forklaring for bestandenes tilbagegang, står to potentielle hovedforklaringer tilbage, nemlig en *reduktion af den økologiske bæreevne* og/eller at bestandene gennem en årrække er blevet reduceret af *vedvarende eller tilbagevendende sygdomsudbrud af epidemisk karakter*.

Tidligere undersøgelser af danske rådyr med diarré, som også ofte var sammenfaldende med høj tarmparasitbelastning, har ikke kunnet fastslå, hvilke årsager som havde udløst de kliniske tilstande (Chriél m.fl. 2011, Petersen m.fl. 2010). En pilotundersøgelse, baseret på frivilligt indberettede rådyr med præcis georeference og baggrundsoplysninger, viste dog at andelen af indberettede rådyr med diarré var omtrent dobbelt så høj på ejendomme, hvor der foregik fodring, end hvor det blev oplyst at rådyr ikke blev fodret (Sunde m.fl. 2011), hvilket kunne indikere at smitte overføres fra dyr til dyr (fx omkring foderpladser). Da diarré hos rådyr kan udløses af dårlig fødetilstand (Cederlund & Liberg 1995, Vikøren m.fl. 2017), behøver de to forklaringer ikke at udelukke hinanden, idet det kan tænkes at lokale epidemiske udbrud af diarré udløses og spredes af en høj andel eller tæthed af dyr i bestandene med dårlig kondition og modstandskraft.

En indikation i data som kan tale for at bestandsnedgangene i hvert fald til dels har været drevet frem af epidemisk sygdomsudbrud, er at årlige nedgange i amtslige vildtudbytter undertiden har antaget tocifrede procentsatser (fx 23% årlig nedgang på Fyn, 2004-2005). Årlige bestandsnedgange af en sådan størrelsesorden lader sig vanskeligt forklare som andet end resultatet af demografiske katastrofer, såsom ekstraordinær høj dødelighed, som normalt kun optræder i de strengeste vintre, eller et fuldstændigt kollaps i reproduktion. I den forbindelse skal det også fremhæves, at disse tal er opgjort på meget stor geografiske skala (amter) inden for hvilket man må antage, at der har været lokale forskelle i bestandsdynamik. I det lys, er de i dette datasæt evidente bestandsfald på 18 % eller mere på amtsniveau i overensstemmelse med de anekdotiske rapporter, som er fremkommet om pludselige, lokale bestandskollaps (fx Ritzau 2018).

Det forhold, at vildtudbytterne faldt senest i de amter som geografisk lå længst væk fra Fyn (hvor nedgangen i vildtudbytte indtraf først), støtter også hypotesen om en epidemisk spredt sygdom, med udbredelse fra Fyn. I givet fald kan det dog undre, hvorledes spredningen er foregået over marine barrierer til Sjælland og siden Bornholm uden at nærliggende landsdele i Nordtyskland og Sverige er blevet påvirket.

Endelig taler den manglende korrelation mellem amtslige vækstrater og bestandenes fekunditet, og med andelen af undervægtige råer også forsigtigt for at nedgangene kan have været drevet frem af en øget dødelighed frem for reduceret fekunditet som man skulle forvente, hvis fødemangel havde været den direkte udløsende, bestandsbegrænsende mekanisme (Chirichella m.fl. 2019, Cobben m.fl. 2009, Hewison 1996, Zini m.fl. 2019). Det er i den sammenhæng værd at bemærke, at der også i denne undersøgelse kunne demonstreres en positiv korrelation på amtsniveau mellem lam/rå-ratioen og andelen af råer med en brækket vægt over 14 kg, dvs. at der i det statistiske materiale tilsyneladende var forskel i fødetilgængelighed og kondition i en grad så fekunditet varierede fra amt til amt og fra år til år, men blot uden at påvirke vækstraterne.

En række forhold taler dog også for at epidemiske sygdomme ikke kan stå alene som forklaring for de vigende vildtudbytter, men at reduktion i økologiske bæreevne har været en medvirkende eller ligefrem bagvedliggende faktor.

For det første viser de amtslige vildtudbyttetrends, at der forud for nedgangsfaserne ofte har været en stagnationsfase på et årti eller mere, hvor vildtudbytterne har være stabile eller fluktueret omkring et stabilt niveau og at tilgangene som minimum siden 2013 har stået på år efter år uden tegn på stabilisering eller genopretning, som de fleste bestandsgrænsende sygdomsudbrud i vilde bestande normalt munder ud i (Fryxell m.fl. 2014).

For det andet tyder analyser af vægtdata på, at selv om gennemsnitsvægte for lam og råer er steget fra 2013 til 2020, så er de steget mindre end hvad man skulle forvente i forhold til at bestandstætheden også faldt i samme periode. Dette manifesterede sig konkret ved at effekten af år på vægte skiftede fra at være positiv til at blive negativ, når effekten af bestandstæthed (som var negativ) også blev indregnet i de statistiske modeller.

En mulig tolkning af ovenstående resultater kan være, at et fald i bærevne og dermed øget fødestress har betydet, at en stigende del af bestandene er blevet mere udsat for eller har haft mindre modstandskraft mod tarminfektioner, som så har kunnet brede sig i bestandene i form af et positiv feedback loop, hvor en stadig større del af bestandene var inficerede og smittede andre.

Hvis den økologiske bæreevne (formentlig først og fremmest fødegrundlaget) har været faldende i Danmark i de seneste årtier, vil det opfølgende spørgsmål naturligvis være på hvilken måde? Overordnet set vil dette fx kunne skyldes bortfald af vigtige mikrohabitater for rådyret såsom fjernelse af læhegn og brakarealer, eller omlægning af landbrugsdrift til afgrødetyper med mindre næringsværdi for rådyret (fx majs).

Uden data fra målrettede bestandsbiologiske undersøgelser baseret på mærkede dyrs overlevelse, fekunditet og adfærd i de nuværende danske kulturlandskaber, om muligt i områder med høj sygdomsforekomst, vil denne, såvel

som enhver anden tolkning af hvilke økologiske processer, som er drivende for de danske rådyrbestandenes udvikling, dog forblive spekulation.

Det faktum, at vildtudbytterne har ligget stabilt i alle Danmarks nabolande i den periode, hvor de er faldet i Danmark, tyder dog på, at årsagerne hidtil, hvad de så end måtte være, er specifikke for Danmark, og derfor også skal undersøges, og evt. løses, i en dansk kontekst

8.3 Konklusion og afsluttende bemærkninger

I perioden 1955-2020 har de danske rådyrbestande varieret betydeligt i tæthed i både tid og rum, hvilket i det store perspektiv først og fremmest må tilskrives en tilsvarende variation i økologisk bæreevne.

Den negative bestandsudvikling i Danmark i de seneste årtier kan næppe forklares ud fra vejrforhold, øget konkurrence med andre hjortevildtarter eller øget prædation fra ræv. Selv om der ikke foreligger data på jagttryk, vurderes dette heller ikke at være øget i perioden, og kan dermed formentlig også afskrives som forklaring.

Tilbage står to plausible hovedforklaringer, *sygdom* og *reduceret bæreevne*, som tilsammen, men næppe hver for sig, vil kunne forklare den beskrevne tilbagegang og de sammenhænge, der kan konstateres mellem år i bestandenes vækstrater, gennemsnitsvægt og realiserede fekunditet (lam per rå).

Hvis man ønsker en dybere forståelse af, hvilke økologiske faktorer som i øjeblikket er styrende for de danske rådyrbestandes dynamik, tæthed og udvikling, og hvis man ønsker at forvalte ud fra en sådan viden, vil målrettede bestandsbiologiske undersøgelser baseret på individuelt mærkede dyr være nødvendige.

9 Referencer

Aanes, R. & Andersen, R. (1996). The effects of sex, time of birth, and habitat on the vulnerability of roe deer fawns to red fox predation. Canadian Journal of Zoology, 74(10), 1857-1865.

Aguirre, A.A., Brojer, C. & Morner, T. (1999) Descriptive epidemiology of roe deer mortality in Sweden. JOURNAL OF WILDLIFE DISEASES 35 (4), pp.753-762.

Andersen, R., Duncan, P. & Linnell, J.D. (1998) The European roe deer: the biology of success. Scandinavian university press Oslo.

Andren, H. & Liberg, O. (2015) Large impact of Eurasian lynx predation on roe deer population dynamics. PLoS One, 10, e0120570.

Aguirre, A.A., Brojer, C. & Morner, T. (1999) Descriptive epidemiology of roe deer mortality in Sweden. JOURNAL OF WILDLIFE DISEASES 35 (4), pp.753-762.

Anheyer-Behmenburg, H.E., Szabo, K., Schotte, U., Bisder, A., Klein, G. & Johne, R. (2017) Hepatitis E Virus in Wild Boars and Spillover Infection in Red and Roe Deer, Germany, 2013–2015. Emerg. Infect. Dis. 23 ()1), 130-133.

Apollonio, M., Andersen, R. & Putman, R. (2010) European ungulates and their management in the 21st century. Cambridge University Press.

Arnold, T.W. (2010) Uninformative parameters and model selection using Akaike's Information Criterion. The Journal of Wildlife Management, 74, 1175-1178.

Bartos, L., Vankova, D., Miller, K.V. & Siler, J. (2002) Interspecific competition between white-tailed, fallow, red, and roe deer. The Journal of Wildlife Management, 522-527.

Bates, D., Maechler, M., Bolker, B., Walker, S., Christensen, R.H.B., Singmann, H., Dai, B., Grothendieck, G., Eigen, C. & Rcpp, L. (2015a) Package 'lme4'.

Bates, D., Mächler, M., Bolker, B. & Walker, S. (2015b) Fitting Linear Mixed-Effects Models Using lme4. J. Stat. Soft., 67, 48.

Bregnballe, T., Asferg, T., Clausager, I., Noer, H, Clausen, P. & Christensen, T.K. (2003) Vildtbestande, jagt og jagttider i Danmark 2002. En biologisk vurdering af jagtens bæredygtighed som grundlag for jagttidsrevisionen 2003. Danmarks Miljøundersøgelser. 227 s. - Faglig rapport fra DMU, nr. 428.

Burbaitė, L. & Csányi, S. (2010) Red deer population and harvest changes in Europe. Acta Zoologica Lituanica, 20, 179-188.

Burbaiteė, L. & Csányi, S. (2009) Roe deer population and harvest changes in Europe. Estonian Journal of Ecology, 58.

Baagøe, H.B. & Jensen, T.S. (2007) Dansk pattedyratlas. Gyldendal A/S, Copenhagen, Denmark.

Burnham, K.P., Anderson, D.R. & Huyvaert, K.P. (2011) AIC model selection and multimodel inference in behavioral ecology: some background, observations, and comparisons. Behav Ecol Sociobiol 65:23–35, DOI 10.1007/s00265-010-1029-6

Carstensen, J. & Weydmann, A. (2012) Tipping Points in the Arctic: Eyeballing or Statistical Significance? AMBIO 41:34–43, DOI 10.1007/s13280-011-0223-8

Ceballos, G., Ehrlich, P.R. & Dirzo, R. (2017) Biological annihilation via the ongoing sixth mass extinction signaled by vertebrate population losses and declines. Proceedings of the National Academy of Sciences, 114, E6089-E6096.

Cederlund, G. & Liberg, O. (1995). Rådjuret - viltet, ekologin och jakten.- Svenska Jägareförbundet, Uppsala. In.

Chirichella, R., Pokorny, B., Bottero, E., Flajsman, K., Mattioli, L. & Apollonio, M. (2019) Factors affecting implantation failure in roe deer. Journal of Wildlife Management, 83(3), 599-609. doi:10.1002/jwmg.21623

Christensen, T.K., Balsby, T.S., Mikkelsen, P. & Mellerup, K. (2022) Vildtudbyttestatistik og vingeundersøgelsen for jagtsæsonerne 2020/21 og 2021/22. Aarhus Universitet, DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi, 18 s. – Fagligt notat nr. 2022|46 https://dce.au.dk/fileadmin/dce.au.dk/Udgivelser/Notatet_2022/N2022_46.pdf

Chriél, M., Enemark, H., Stensgaard, M., Bødker, R., Therkildsen, O.R., Elmeros, M., . . . Dietz, R. (2011) Årsrapport for Center for vildtsundhed 2011.

Cobben, M. M. P., Linnell, J. D. C., Solberg, E. J. & Andersen, R. (2009) Who wants to live forever? Roe deer survival in a favourable environment. Ecological Research, 24(6), 1197-1205. doi:10.1007/s11284-009-0600-y

Debeffe, L., Morellet, N., Cargnelutti, B., Lourtet, B., Bon, R., Gaillard, J.M. & Hewison, A.J.M. (2012) Condition-dependent natal dispersal in a large herbivore: Heavier animals show a greater propensity to disperse and travel further. Journal of Animal Ecology, 81, 1327-1327.

Deinet, S., Ieronymidou, C., McRae, L., Burfield, I.J., Foppen, R.P., Collen, B. & Böhm, M. (2013) Wildlife comeback in Europe. The recovery of selected mammal and bird species. Zoological Society of London, UK.

Dolman, P. M. & Waber, K. (2008). Ecosystem and competition impacts of introduced deer. Wildlife Research, 35(3), 202-214. doi:10.1071/wr07114

Elmeros, M., Andersen, P. N., Sunde, P., Haugaard, L., Skov, F. & Madsen, A. B. (2014). Påkørte større vilde dyr i Danmark 2003-2012. Retrieved from http://dce2.au.dk/pub/sr91.pdf

Erdelyi, K., Dencso, L., Lehoczki, R., Heltai, M., Sonkoly, K., Csanyi, S. & Solymosi, N. (2009) Endemic papillomavirus infection of roe deer (*Capreolus capreolus*). VETERINARY MICROBIOLOGY 138 (1-2), pp.20-26.

Ferretti, F., Sforzi, A. & Lovari, S. (2011) Behavioural interference between ungulate species: roe are not on velvet with fallow deer. Behavioral Ecology and Sociobiology, 65, 875-887.

Flajman, K., Borowik, T., Pokorny, B. & Jedrzejewska, B. (2018) Effects of population density and female body mass on litter size in European roe deer at a continental scale. Mammal Research, 63(1), 91-98. doi:10.1007/s13364-017-0348-7

Focardi, S., Aragno, P., Montanaro, P. & Riga, F. (2006) Inter-specific competition from fallow deer *Dama dama* reduces habitat quality for the Italian roe deer *Capreolus capreolus italicus*. Ecography, 29, 407-417.

Forchhammer, M. C. & Asferg, T. (2000). Invading parasites cause a structural shift in red fox dynamics. Proceedings of the Royal Society of London. Series B: Biological Sciences, 267(1445), 779-786.

Frolich, K., Hamblin, C., Parida, S., Tuppurainen, E. & Schettler, E. (2006) Serological survey for potential disease agents of free-ranging cervids in six selected national parks from Germany. JOURNAL OF WILDLIFE DISEASES 42 (4) , pp.836-843.

Fryxell, J. M., Sinclair, A. R. & Caughley, G. (2014). Wildlife ecology, conservation, and management (3 ed.): John Wiley & Sons.

Gaillard, J.M., Hewison, A.J.M., Kjellander, P., Pettorelli, N., Bonenfant, C., Van Moorter, B., Liberg, O., Andren, H., Van Laere, G. & Klein, F. (2008) Population density and sex do not influence fine-scale natal dispersal in roe deer. Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences, 275, 2025-2030.

Gaillard, J.-M., Loison, A., ToÏgo, C., Delorme, D. & Van Laere, G. (2003) Cohort effects and deer population dynamics. Ecoscience, 10, 412-420.

Gaillard, J.M., Mark Hewison, A.J.M., Klein, F., Plard, F., Douhard, M., Davison, R. & Bonenfant, C. (2013) How does climate change influence demographic processes of widespread species? Lessons from the comparative analysis of contrasted populations of roe deer. Ecology Letters, 16, 48-57.

Hewison, A.J.M. (1996) Variation in the fecundity of roe deer in Britain: Effects of age and body weight. Acta Theriologica, 41(2), 187-198. doi:10.4098/AT.arch.96-18

Hothorn, T. & Müller, J. (2010) Large-scale reduction of ungulate browsing by managed sport hunting. Forest Ecology and Management, 260, 1416-1423.

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

Jarnemo, A. & Liberg, O. (2005) Red fox removal and roe deer fawn survival - A 14-year study. JOURNAL OF WILDLIFE MANAGEMENT 69 (3) , pp.1090-1098.

Jędrzejewski, W., Apollonio, M., Jędrzejewska, B. & Kojola, I. (2010) Ungulate-large carnivore relationships in Europe. Ungulate management in Europe: problems and practices, 284-318.

Kahlert, J., Fox, A. D., Heldbjerg, H., Asferg, T. & Sunde, P. (2015). Functional responses of human hunters to their prey-why harvest statistics may not always reflect changes in prey population abundance. Wildlife Biology, 21(6), 294-302.

Keenleyside, C., Tucker, G. & McConville, A. (2010) Farmland Abandonment in the EU: an Assessment of Trends and Prospects. Institute for European Environmental Policy, London.

Kjellander, P. (2000) Density dependence in roe deer population dynamics.

Krol, N., Chitimia-Dobler, L., Dobler, G., Karliuk, Y., Birka, S., Obiegala, A. & Pfeffer, M. (2020) Tick burden on European roe deer (*Capreolus capreolus*) from Saxony, Germany, and detection of tick-borne encephalitis virus in attached ticks. PARASITOLOGY RESEARCH 119 (4) , pp.1387-1392.

Latham, J. (1999) Interspecific interactions of ungulates in European forests: an overview. Forest Ecology and Management, 120, 13-21.

Latham, J., Staines, B. & Gorman, M. (1997) Correlations of red (*Cervus elaphus*) and roe (*Capreolus capreolus*) deer densities in Scottish forests with environmental variables. Journal of Zoology, 242, 681-704.

Lindström, E. R., Andrén, H., Angelstam, P., Cederlund, G., Hörnfeldt, B., Jäderberg, L., . . . Swenson, J. E. (1994). Disease reveals the predator: sarcoptic mange, red fox predation, and prey populations. Ecology, 75(4), 1042-1049.

Linnell, J.D., Cretois, B., Nilsen, E.B., Rolandsen, C.M., Solberg, E.J., Veiberg, V., Kaczensky, P., Van Moorter, B., Panzacchi, M. & Rauset, G.R. (2020) The challenges and opportunities of coexisting with wild ungulates in the human-dominated landscapes of Europe's Anthropocene. Biological Conservation, 244, 108500.

Littell, R. C., Milliken, G. A., Stroup, W. W., Wolfinger, R. D. & Schabenberger, O. (2006) SAS for mixed models 2nd ed. SAS Inst., Cary, NC.

Madsen, A. B., Christensen, T. K., Madsen, J., Balsby, T. J. S., Bregnballe, T., Clausen, K. K., . . . Frederiksen, M. (2021). Vildtbestande og jagttider i Danmark. In: DCE. Videnskabelig rapport.

Malmsten, J., Jakubek, E.B. & Bjorkman, C. (2011) Prevalence of antibodies against Toxoplasma gondii and Neospora caninum in moose (*Alces alces*) and roe deer (*Capreolus capreolus*) in Sweden. VETERINARY PARASITOLOGY 177 (3-4), pp.275-280.

Mayer, M., Coleman Nielsen, J., Elmeros, M. & Sunde, P. (2021) Understanding spatio-temporal patterns of deer-vehicle collisions to improve roadkill mitigation. Journal of Environmental Management, 295, 113148. doi:https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2021.113148

Melis, C., Jędrzejewska, B., Apollonio, M., Bartoń, K.A., Jędrzejewski, W., Linnell, J.D., Kojola, I., Kusak, J., Adamic, M. & Ciuti, S. (2009) Predation has a greater impact in less productive environments: variation in roe deer, *Capreolus capreolus*, population density across Europe. Global ecology and biogeography, 18, 724-734.

Melis, C., Basille, M., Herfindal, I., Linnell, J.D.C., Odden, J., Gaillard, J.M., Høgda, K.A. & Andersen, R. 2010. Roe deer population growth and lynx predation along a gradient of environmental productivity and climate in Norway. Ecoscience 17 (2), 166-174.

Milner, J.M., Bonenfant, C., Mysterud, A., Gaillard, J.M., Csanyi, 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.

Mysterud, A. & Østbye, E. (2006) Effect of climate and density on individual and population growth of roe deer *Capreolus capreolus* at northern latitudes: the Lier valley, Norway. Wildlife Biology, 12(3), 321-329. doi:https://doi.org/10.2981/0909-6396(2006)12[321:EOCADO]2.0.CO;2

Neumann, W., Widemo, F., Singh, N.J., Seiler, A. & Cromsigt, J.P. (2020) Strength of correlation between wildlife collision data and hunting bags varies among ungulate species and with management scale. European Journal of Wildlife Research, 66, 1-13.

Nilsen, E.B., Gaillard, J.M., Andersen, R., Odden, J., Delorme, D., Van Laere, G. & Linnell, J.D. (2009) A slow life in hell or a fast life in heaven: demographic analyses of contrasting roe deer populations. Journal of Animal Ecology, 78, 585-594.

Olesen, C. R., Asferg, T., & Forchhammer, M. (2002). Rådyret - fra fåtallig til almindelig (Vol. 39/2002): Danmarks Miljøundersøgelser.

Overzier, E.,Pfister, K., Herb, I., Mahling, M., Bock, G. & Silaghi, C. (2013) Detection of tick-borne pathogens in roe deer (Capreolus capreolus), in questing ticks (Ixodes ricinus), and in ticks infesting roe deer in southern Germany. TICKS AND TICK-BORNE DISEASES 4 (4) , pp.320-328.

Panzacchi, M., Linnell, J., Odden, J., Odden, M. & Andersen, R. (2008). When a generalist becomes a specialist: patterns of red fox predation on roe deer fawns under contrasting conditions. Canadian Journal of Zoology, 86(2), 116-126.

Panzacchi, M., Linnell, J. D. C., Odden, M., Odden, J. & Andersen, R. (2009). Habitat and roe deer fawn vulnerability to red fox predation. Journal of Animal Ecology, 78(6), 1124-1133. doi:https://doi.org/10.1111/j.1365-2656.2009.01584.x

Petersen, H.H. & Chriél, M. (2018). Reservoirværters mulige rolle for persistens af rådyrssyge. Retrieved from DTU Veterinærinstituttet: https://backend.orbit.dtu.dk/ws/portalfiles/portal/167220688/Reservoirv_rters_mulige_rolle_for_persistens_af_r_dyrsyge_afrapportering.pdf

Putman, R., Langbein, J., Hewison, A.J.M. & Sharma, S. (1996) Relative roles of density-dependent and density-independent factors in population dynamics of British deer. Mammal Review, 26, 81-101.

Razanska, I, Rosef, O., Radzijevskaja, J. Bratchikov, M., Griciuvienne, L. & Paulauskas, A. 2019. Prevalence and co-infection with tick-borne Anaplasma phagocytophilum and Babesia spp. in red deer (*Cervus elaphus*) and roe deer (Capreolus capreolus) in Southern Norway. IJP: Parasites and Wildlife 8, 127-134.

Ricci, A., Allende, A., Bolton D.,m Chemaly, M., Davies, R., Escamez, P.S.F., Girones, R., Herman, L., Koutsoumanis, K. m.fl. (2017) Chronic wasting disease (CWD) in cervids. EFSA Journal 15 (1).

Richard, E., Gaillard, J.-M., Saïd, S., Hamann, J.-L. & Klein, F. (2010). High red deer density depresses body mass of roe deer fawns. Oecologia, 163(1), 91-97. doi:10.1007/s00442-009-1538-z

Ritzau. (2018) Ukendt epidemi koster 500 rådyr livet på Samsø. BT. Retrieved from https://www.bt.dk/danmark/ukendt-epidemi-koster-500-raadyr-livet-paa-samsoe

Roels, S. Saegerman, C., De Bosschere, H., Berkvens, D., Gregoire, F., Hoyoux, A., Mousset, B. Desmecht, D., Vanopdenbosch, E. & Linden, A. (2005) First results of chronic wasting disease (CWD surveillance in the South-Eastern part of Belgium. Veterinary Quarterly 27 (3), p. 98-104.

SAS Institute Inc. (1988) SAS/STAT User's guide version 9.4 ed. SAS Institute Inc., Cary, NC.

Seiler, A. (2004) Trends and spatial patterns in ungulate-vehicle collisions in Sweden. Wildlife Biology, 10, 301-313.

Smedshaug, C.A. Selas, V., Lund, S.E. & Sonerud, G.A. (1999) The effect of a natural reduction of red fox *Vulpes vulpes* on small game hunting bags in Norway. WILDLIFE BIOLOGY 5 (3) , pp.157-166.

Smits, S.L., van Leeuwen, M., Kuiken, T., Hammer, A.S., Simon, J.H. & Osterhaus, A.D.M.E. (2010) Identification and characterization of deer astroviruses. 91(11), 2719-2722. doi:https://doi.org/10.1099/vir.0.024067-0

Strandgaard, H. & Asferg, T. (1980) Vildtudbyttet i Danmark II. Danish Review of Game Biology 11 (5), 1-112.

Stuen, S., Åkerstedt, J. Bergstrøm, K. & Handeland, K. 2002. ANTIBODIES TO GRANULOCYTIC EHRLICHIAIN MOOSE, RED DEER, AND ROE DEER IN NORWAY. Journal of Wildlife Diseases 38 (1), 1-6.

Sunde, P., Therkildsen, O.R., Hammer, A.S. & Chriél, M. (2011) Forekomst af diarré hos danske rådyr i 2010-11 analyseret på baggrund af oplysninger fra jægere og andre borgere. Videnblad, Center for Vildtsundhed, 1, 1-6.

Sunde, P. & Asferg, T. (2014). How does harvest size vary with hunting season length? Wildlife Biology, 20(3), 176-184. doi:10.2981/wlb.00021

Symonds, M.R. & Moussalli, A. (2011) A brief guide to model selection, multimodel inference and model averaging in behavioural ecology using Akaike's information criterion. Behavioral Ecology and Sociobiology, 65, 13-21.

Vikøren, T., Madslien, K., Ytrehus, B., Heum, M. & Handeland, K. (2017) Obduksjon av rådyr - kva finn vi? Hjorteviltet 2017, 66-69.

Wahlström, L. & Liberg, O. (1995) Patterns of dispersal and seasonal migration in roe deer (*Capreolus capreolus*). Journal of Zoology, 235, 455-467.

Wahlström, L.K. (1994) The significance of male-male aggression for yearling dispersal in roe deer (*Capreolus capreolus*). Behavioral Ecology and Sociobiology, 35, 409-412.

Willebrand, T., Samelius, G. Walton, Z., Odden, M. & Englund, J. (2022) Declining survival rates of red foxes *Vulpes vulpes* during the first outbreak of sarcoptic mange in Sweden. WILDLIFE BIOLOGY 2022 (1).

Zini, V., Waber, K. & Dolman, P. M. (2019) Habitat quality, configuration and context effects on roe deer fecundity across a forested landscape mosaic. Plos One, 14(12). doi:10.1371/journal.pone.0226666

Appendix 1

Oversigt over de 98 danske kommuner og deres fordeling i henhold til de gamle amter (1955-2005). [1] angiver kommuner som ikke er medtaget i analyser på kommune-niveau.

Amt	Kommune
København	Albertslund[1]
	Ballerup[1]
	Brøndby[1]
	Dragør[1]
	Frederiksberg[1]
	Furesø
	Gentofte[1]
	Gladsaxe[1]
	Glostrup[1]
	Herlev[1]
	Hvidovre[1]
	Høje-Taastrup
	Ishøj
	København[1]
	Lyngby-Taarbæk[1]
	Rudersdal
	Rødovre[1]
	Tårnby[1]
	Vallensbæk[1]
Frederiksborg	Allerød
	Egedal
	Fredensborg
	Frederikssund
	Frederiksværk-Hundested
	Gribskov
	Helsingør
	Hillerød
	Hørsholm[1]
Roskilde	Greve
	Køge
	Lejre
	Roskilde
	Solrød
Vestsjælland	Holbæk
	Kalundborg
	Odsherred
	Ringsted
	Slagelse
	Sorø
Storstrøm	Faxe
	Guldborgsund
	Lolland
	Næstved
	Stevns
	Vordingborg
Bornholm	Bornholm
Fyn	Assens
	Bogense
	Faaborg-Midtfyn
	Kerteminde
	Langeland
	Middelfart
	Nyborg
	Odense
	Svendborg
	Ærø
Sønderjylland	Haderslev
	Sønderborg
	Tønder
	Aabenraa
Ribe	Billund
	Esbjerg
	Fanø
	Varde
	Vejen
Vejle	Fredericia
	Hedensted
	Horsens
	Kolding
	Vejle
Ringkøbing	Herning
	Holstebro
	Ikast-Brande
	Lemvig
	Ringkøbing-Skjern
	Struer
Århus	Favrskov
	Norddjurs
	Odder
	Randers
	Samsø
	Silkeborg
	Skanderborg
	Syddjurs
	Århus
Viborg	Morsø
	Skive
	Thisted
	Viborg
Nordjylland	Brønderslev-Dronninglund
	Frederikshavn
	Hjørring
	Jammerbugt
	Læsø
	Mariagerfjord
	Rebild
	Vesthimmerland
	Ålborg

BESTANDSANALYSE AF
DANSKE RÅDYR

ISBN: 978-87-7156-759-5
ISSN: 2244-9981