

Miljø- og Energiministeriet
Danmarks Miljøundersøgelser

Krager, husskader og småvildt

En vurdering af prædationens effekt på
småvildtbestande og muligheden for at
begrænse effekten ved jagt og regulering

Faglig rapport fra DMU, nr. 283
1999

Tommy Asferg
Afdeling for Landskabsøkologi

Datablad

Titel: Krager, husskader og småvildt
Undertitel: En vurdering af prædationens effekt på småvildtbestande og muligheden for at begrænse effekten ved jagt og regulering

Forfatter: Tommy Asferg
Afdeling: Afdeling for Landskabsøkologi

Serietitel og nummer: Faglig rapport fra DMU nr. 283

Udgiver: Miljø- og Energiministeriet
Danmarks Miljøundersøgelser©
URL: www.dmu.dk

Udgivelsestidspunkt: September 1999

Redaktion: Kirsten Zaluski
Faglig kommentering: Mette Hammershøj og Allan Prang
Forsidetegning: Jeppe Ebdrup
Figurer: Tommy Asferg

Bedes citeret: Asferg, T. (1999): Krager, husskader og småvildt. En vurdering af prædationens effekt på småvildtbestande og muligheden for at begrænse effekten ved jagt og regulering. Danmarks Miljøundersøgelser – 52 sider. Faglig rapport fra DMU nr. 283

Gengivelse tilladt med tydelig kildeangivelse.

Frie emneord: Prædation, krager, husskader, småvildt, jagt, regulering

Redaktionen afsluttet: 20. august 1999

ISBN: 87-7772-484-4
ISSN: 0905-815X
Papirkvalitet: 100 g cyclus offset
Tryk: Phoenix-Trykkeriet as, Århus, miljøcertificeret til ISO 14001
Sideantal: 52
Oplag: 800
Pris: kr. 60,- (inkl. 25% moms, ekskl. forsendelse)

Købes i boghandelen eller hos: Danmarks Miljøundersøgelser
Grønåvej 14, Kalø
DK-8410 Rønde
Tlf. 89 20 17 00
Fax: 89 20 15 15
email: tpe@dmu.dk

Miljøbutikken
Information og Bøger
Læderstræde 1
DK-1201 København K
Tlf.: 33 95 40 00
Fax: 33 92 76 90
email: butik@mem.dk
www.mem.dk/butik

Indhold

Forord 5

Resumé 7

English Summary 9

1 Indledning 11

2 Metoder 13

3 Resultater 13

3.1 Prædation på småvildt og småfugle 13

3.1.1 *Landskabets betydning for prædationstrykket* 14

3.1.2 *Hare* 16

3.1.3 *Agerhøne* 21

3.1.4 *Fasan* 26

3.1.5 *Småfugle* 31

3.2 Regulering af krage- og husskadebestande 32

3.2.1 *Naturlig bestandsregulering* 32

3.2.2 *Regulering gennem jagt og bekæmpelse* 33

4 Diskussion 39

4.1 Kan prædationen begrænses ved at regulere rovvildtet?
39

4.2 Spiller krage- og husskadeprædationen nogen rolle? 40

4.3 Kan krage- og husskadebestande begrænses ved jagt og
regulering? 40

4.4 Hvad betyder arealanvendelsen og landskabets udform-
ning? 41

5 Referencer 43

Danmarks Miljøundersøgelser

Faglige rapporter fra DMU/NERI Technical Reports

"For at kunne beholde Landets vilde Dyr bør man bære en vis Byrde, naar det er nødvendigt. For at lade et Dyr have Fred skal man ikke forlange, at det skal være 'nyttigt'. Man bør ikke forfølge et Dyr, saa længe det ikke gjør saa megen Skade, at der er en fornuftig Grund til at skride ind; og man bør ikke skride stærkere ind, end det er nødvendigt for at bringe Skaden ned til et rimeligt Maal. Det Maal bør man udregne uden Smaalighed. Hvis Smaaligheden ikke var, vilde megen 'Skade' af Dyr let blive tilgiven som aldeles ubetydelig." - O. Winge: Jægerens skadelige Dyr (1886).

"Af Agerhønenes Fjender maa nævnes i første Række Duehøgen, Dværg- og Vandrefalken. Naar disse dristige og graadige Rovfugle have opdaget et Kuld Agerhøns, pleie de at holde sig der i Nærheden, og pille saalænge væk paa Kyllingerne, at der bliver faa eller ingen tilbage. Dernæst maa Ræven nævnes som den, der ødelægger en Mængde Agerhønsereder, og navnlig de smaa Kyllinger, medens disse endnu løbe om i det uhøstede Korn, uden at kunne flyve; ligeledes Rævne, Krager og Skader, og Katten ikke at forglemme. Løsgaaende Hunde, navnlig de Smaakjotere, som Høst- og Arbeidsfolk jævnligt føre med sig i Marken (Gud véd til hvad Nytte!), gjøre ligeledes megen Fortræd." - H.E.F. Justesen: Haandbog for Jægere (1889).

Forord

Denne rapport indeholder en udredning af den aktuelle viden om omfanget og effekten af den prædation, som krager og husskader udøver i forhold til jagtbart småvildt og småfugle, og om mulighederne for at begrænse krage- og husskadebestande gennem jagt og regulering. Udredningen skal ses i sammenhæng med en tidligere afrapporteret spørgebrevsundersøgelse vedrørende kragefuglejagten i Danmark (Asferg & Prang 1997). Disse undersøgelser er udført som delprojekter under Danmarks Miljøundersøgelses kragefugleprojekt med økonomisk støtte fra Skov- og Naturstyrelsen.

Til projektet er knyttet en styregruppe med følgende medlemmer: Bjarne Søgaard, Skov- og Naturstyrelsen, Niels Kanstrup, Danmarks Jægerforbund, Jesper Fredshavn (formand) og Tommy Asferg, Danmarks Miljøundersøgelser, Afdeling for Landskabsøkologi.

Styregruppen takkes for inspiration og råd i forbindelse med de indledende drøftelser til denne del af projektet og for kommentarer til tidligere udkast til den foreliggende rapport. Endvidere tak til bibliotekar Maj-Britt Rosenkilde og biolog Allan Prang, som gennemførte den elektroniske søgning og registrering af kragefuglelitteratur.

Resumé

Denne rapport indeholder en udredning af den aktuelle viden om omfanget og effekten af den prædation, som krager og husskader udøver i forhold til jagtbart småvildt og småfugle, og om mulighederne for at begrænse krage- og husskadebestande ved jagt og regulering.

Hovedvægten i rapporten er lagt på kragers og husskaders prædation på hare, agerhøne og fasan med særlig fokus på perioden fra det tidlige forår til jagtsæsonens start i efteråret. Derudover er der en kort opsummering af prædationen på småfugle. Som grundlag for en vurdering af prædationens kvantitative omfang og effekt på byttedyrbestandene fremlægges oplysninger om landskabets betydning for prædationstrykket samt relevante populationsdynamiske data for byttedyrene, herunder oplysninger om dødelighedsrater og den relative betydning af prædation og andre dødelighedsfaktorer.

Krager og husskader er godt tilpasset det moderne, fragmenterede kulturlandskab. Kragen forekommer hyppigere i varierede landskaber, hvor der er både skove og landbrugsarealer, end i mere ensartede landskaber, hvor enten skov eller landbrug dominerer. Krager er den vigtigste redeprædator blandt kragefuglene, og den kan være årsag til det relativt store prædationstryk i småskove, som er helt omgivet af landbrugsarealer, og i de større skoves randzoner ud mod de åbne landbrugsarealer. Husskaden foretrækker derimod åbne, skovløse landbrugsområder, hvor den også udøver det meste af sin prædation. Derudover forekommer husskaden stadig mere talrigt i bymæssige områder.

I forhold til hare må ræven anses for at være den vigtigste prædator. Simulationsmodeller har vist, at rævens prædation kan betyde en væsentlig reduktion af harebestanden, som i visse situationer kun tåler meget lidt ekstra prædation, hvis bestandsniveauet skal oprettholdes. Flyvende prædatorer, dvs. rovfugle og kragefugle, især krager, kan udøve et væsentligt prædationstryk på harekillinger, særligt i det tidlige forår.

Agerhøne og fasan er udsat for en omfattende prædation fra både krage, husskade og ræv. Krage og husskade spiller den største rolle i æglægningsperioden, hvor de tilsyneladende har lettere ved at lokalisere rederne, og hvor hønen jævnligt er borte fra reden. Rævens prædation er derimod mest mærkbar i rugeperioden, hvor det ikke kun går ud over æggene, men også en del rugende høner.

Til trods for den meget udbredte opfattelse, at husskader udgør en alvorlig trussel for småfugle, så peger langt de fleste undersøgelser på, at prædationen generelt er uden betydning for den samlede ynglebestand af småfugle. Prædationen udgør næppe et økologisk problem for småfuglene.

Mange eksperimenter har vist, at prædation på det jagtbare småvildt kan reduceres betydeligt ved en målrettet, intensiv begrænsning af rovvildtet, herunder krager og husskader. Den maksimale effekt af begrænsningen opnås ved at tilstræbe så lavt et antal krager og husskader som muligt i den periode, hvor byttedyrene er mest følsomme for prædation, dvs. yngleperioden. Den optimale strategi for begrænsning af krager og husskader er derfor dels at vente med jagt og regulering, indtil fuglene har etableret sig i yngleterritorierne, da de herved holder artsfæller ude, dels at fortsætte reguleringen - når den først er påbegyndt - indtil det tidspunkt, hvor nye ynglefugle ikke kan nå at etablere sig og gennemføre en ynglecycklus.

Den nuværende, danske lovgivning giver mulighed for jagt på krager og husskader i perioden september-januar og regulering i februar. Den jagt- og reguleringsindsats, som danske jægere kan udøve indtil udgangen af februar, vil kun i undtagelsestilfælde kunne påvirke størrelsen af lokale ynglebestande, da der med det nuværende bestandsniveau efter al sandsynlighed vil være tilstrækkeligt med kønsmodne, udparrede fugle til at besætte de fleste ledige yngleterritorier.

Det er dog ikke sikkert, at udvidede muligheder for at jage og regulere krager og husskader i sig selv vil være tilstrækkeligt til at reducere det samlede prædationstryk så meget, at det vil udmønte sig i større jagtudbytter af harer, agerhøns og fasaner. For det første er det vigtigt at være opmærksom på, at samspillet mellem forskellige prædatorer og deres byttedyr er særdeles dynamisk. Den fødemængde, der vil blive 'tilovers' ved en reduktion af enkelte prædatorer, i dette tilfælde krager og husskader, vil med stor sandsynlighed blive udnyttet helt eller delvist af andre prædatorer, så overskuddet er så at sige 'spist op', inden jægerne får chancen for at få del i det i jagtsæsonen. For det andet er det værd at bemærke, at jægerens indsats med hensyn til at regulere krager og husskader i perioden forud for 1994, hvor der netop var lovmæssig mulighed for med få undtagelser at regulere krager og husskader året rundt, ikke i stand til at forhindre en kraftig vækst i ynglebestandene. Mulighederne blev givetvis udnyttet på en del revirer - og med den ønskede effekt, men at dømmen ud fra det faldende jagtudbytte var indsatsen generelt aftagende.

Det er næppe sandsynligt, at de metoder, der eksperimenteres med i udlandet med henblik på at reducere prædationstrykket på småvildtet, fx ved at give rovvildtet afsmag for udvalgte småvildtarter og ved at fodre rovvildtet med slagteaffald i ynglesæsonen, vil blive praktisk anvendelige i større målestok. Derfor bør den kommende forskningsindsats vedrørende prædation på småvildt nok i højere grad koncentrere sig om at udrede betydningen af de biotop- og landskabsmæssige faktorer, der er afgørende for forskellige landskabstypers bæreevne for de forskellige vildtarter. Det vil give et langt bedre grundlag for at vurdere, om der i det hele taget vil være praktiske og ressourcemæssige muligheder for at ændre på 'balancen' mellem rovdyr og byttedyr gennem målrettet forvaltning, lokalt såvel som nationalt. Hvorvidt samfundet i givet fald vil gennemføre sådanne naturforvaltningsmæssige tiltag afhænger selvfølgelig af de politiske muligheder.

English Summary

This report is a presentation of the current knowledge about the extent and effect of crow (*Corvus corone*) and magpie (*Pica pica*) predation on small game and songbirds, and an evaluation of the possibilities to limit crow and magpie populations through hunting and control. The report is based on a literature survey.

The report focuses on crow and magpie predation on European hare (*Lepus europaeus*), grey partridge (*Perdix perdix*) and pheasant (*Phasianus colchicus*), with main emphasis on the time period from early spring to the beginning of the shooting season in autumn. A short summary of crow and magpie predation on songbirds is also provided. Data on the effect of landscape structure on predation pressure and population dynamic data of prey species, including mortality rates and the relative importance of predation and other mortality factors, are presented as a basis for the evaluation of the extent of the predation and its effect on prey populations.

Crows and magpies are well adapted to modern, fragmented cultural landscapes. The crow is more abundant in varied landscapes with woodlots and agricultural fields than in more uniform landscapes dominated by either forests or agricultural fields. The crow is the most important nest predator among the corvids and is regarded as the primary reason for the high predation pressure in small woodlots surrounded by agricultural fields and in the edge zone of larger forests. The magpie prefers open, agricultural areas but during the last few decades it has shown a marked population increase in suburban and urban areas.

The red fox (*Vulpes vulpes*) is regarded the most important predator on the European hare. Simulation models have demonstrated that hare populations can be reduced significantly by fox predation; under certain circumstances hare populations can cope with only little extra predation if the population level is to be maintained. Avian predators, especially crows, may predate heavily on leverets during early spring.

Crows and magpies are the most important partridge and pheasant predators during egg-laying, when it is probably easier to locate the nests than later in the season, while the fox is most important during incubation as it will also take some of the sitting hens.

Though it is widely believed that the magpie is a serious threat to songbirds, most scientific surveys conclude that the predation is not depressing songbird breeding populations in general.

Many experiments have shown that predation on small game can be reduced by goal-directed, intensive limitation of predators, including crows and magpies. The strongest effect of the limitation is achieved by reducing the number of crows and magpies as much as possible during the time period when the prey species are most vulnerable, i.e. in their breeding season. The optimal strategy for limitation of

crows and magpies is therefore to postpone control during early spring until the breeding birds have established territories, keeping conspecifics out and, once initiated, to continue control until the time when it is too late for other potential breeding birds to start breeding.

The present Danish legislation allows hunting of crows and magpies during September-January and control during February. However, Danish hunters are not likely to be able to conduct an effective hunting and control effort before the end of February, because at current population levels there will be sufficient mature, paired but territoryless birds to occupy most vacant breeding territories.

It is unclear, however, if extension of the season for hunting and control will make it possible for the hunters to limit crow and magpie populations and thereby reduce predation impact enough to have an effect on the annual hunting bags of hare, partridge and pheasant. It is important to realize that interactions between predators and their prey are very dynamic. Any food resource becoming available by limiting single predator species, e.g. crow and magpie, will most probably be exploited by other predators, leaving only a small fraction of any 'surplus' for the hunters. It is also important to note that hunters did not succeed in limiting the population level of the corvids prior to 1994, whilst there were extended possibilities for hunting and control. The possibilities were probably utilised locally, and with the desired effect, but judged by the decreasing number of bagged crows and magpies the hunting effort was generally decreasing up to that time.

It is not likely that new methods for predation limitation, e.g. imprinting 'taste aversion' in a predator against a preferred prey or offering supplemental food for the predators during the breeding season will be developed for general, practical use to any large extent. Future research should rather concentrate on the effect of biotope and landscape parameters determining the carrying capacity for individual predator and prey species. This will create a much better basis for deciding if it will be possible, and financially and logistically practical, to change the 'balance' between predators and their prey through goal-oriented management. In the final analysis, it will be a political decision as to whether this type of wildlife management will be adopted.

1 Indledning

Begrænsning af rovvildt har gennem mere end 100 år været en fast bestanddel af den såkaldte vildtpleje, som er et samlet begreb for de bestræbelser, der løbende udfoldes af såvel professionelle skytter som almindelige jægere med det primære formål at øge jagtudbyttet af bestemte vildtarter, bl.a. hare (*Lepus europaeus*), agerhøne (*Perdix perdix*) og fasan (*Phasianus colchicus*) (Weismann 1931, Eis, Kanstrup & Kramer 1998). Fra at omfatte næsten alle arter af rovdyr og rovfugle er rovvildtbegrænsningen gennem de seneste årtier blevet indsnævret og er i dag især rettet mod ræv (*Vulpes vulpes*), krage (*Corvus corone*) og husskade (*Pica pica*).

Samtidig med at rovvildtbegrænsningen har fundet sted, har der gennem tiden været en ofte meget polariseret debat mellem jægere og ikke-jægere om rovvildtet og dets betydning for det såkaldt 'nyttige' eller 'ædle' vildt, jf. de to uddrag på side 4 fra mere end 100 år gamle kilder.

Også i den videnskabelige verden har der været såvel skiftende som modstridende meninger om prædatorernes indflydelse på byttedyrbestandene (fx Lindström *et al.* 1986, Tapper 1992). I 1960'erne var holdningen hos mange biologer præget af Errington (1946), som mente, at byttedyrbestandene var begrænset af forholdene på levestedet, især fødetilgang og dækningsmuligheder. Prædatorerne tog kun et 'bestandsoverskud', som der ikke var plads til, og som derfor alligevel ville dø. Senere har andre undersøgelser vist eksempler på, at prædatorer kan påvirke (Tanner 1975, Keith *et al.* 1977, Sih *et al.* 1985) og under visse betingelser er i stand til at regulere byttedyrenes bestandsudvikling (Erlinge *et al.* 1984b).

I en spørgebrevsundersøgelse vedrørende kragefuglejagten i Danmark først i 1990'erne var jægerenes væsentligste begrundelse for at regulere krager og husskader, at de ønskede at regulere bestanden for at begrænse den skade, som disse arter forvolder, især i forhold til andet vildt og småfugle (Asferg & Prang 1997). Indtil 1994 måtte krager og skader reguleres hele året. Reguleringen var særlig intensiv i forårmånederne (marts, april og maj), hvor henholdsvis 40% af det årlige krageudbytte og 48% af det årlige husskadeudbytte blev nedlagt.

Efter 1994 er mulighederne for at jage og regulere krager og husskader blevet stærkt begrænset i forhold til tidligere (Asferg & Prang 1997), idet de to arter nu må jages i månederne september-januar og reguleres i februar. Desuden er det ikke længere tilladt at bruge fælder. Der er fra jægerside givet udtryk for, at det med disse begrænsninger ikke vil være muligt at regulere antallet af ynglende krager og husskader, og dermed er der givet nyt liv til debatten om effekten af prædationen på jagtbart småvildt og småfugle og om 'nødvendigheden' af at begrænse krager og husskader.

Denne rapport indeholder en udredning af den aktuelle viden om omfanget og effekten af den prædation, som krager og husskader udøver i forhold til jagtbart småvildt og småfugle, og om mulighederne for at begrænse krage- og husskadebestande ved jagt og regulering.

2 Metoder

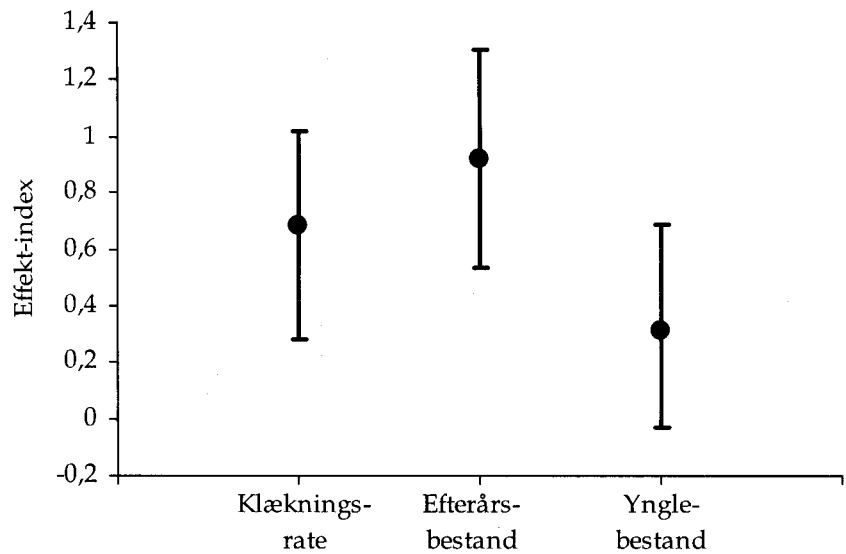
Udredningen er baseret på en gennemgang af den tilgængelige nationale og internationale litteratur om krage og husskade med hovedvægt på fødevalg, prædation og populationsøkologi, herunder bestandsregulering hos såvel krage og husskade som hos de vigtigste byttedyr i denne sammenhæng, dvs. hare, agerhøne, fasan og småfugle. Udgangspunktet i litteratursøgningen var en elektronisk søgning på udvalgte nøgleord i forskellige on-line databaser, fx BIOSIS og Zoological Record. Ved søgningen blev der fundet mere end 1.000 referencer, hvoraf mange dog var irrelevante for denne udredning, især fordi centrale nøgleord som 'crow' og 'magpie' indgår i mange andre sammenhænge end den, der er relevant her. Det viste sig derfor at være mest hensigtsmæssigt at fortsætte søgningen med udgangspunkt i referencelister i monografier, reviewartikler, originalartikler og større håndbøger.

3 Resultater

3.1 Prædation på småvildt og småfugle

Den videnskabelige teori bag bestandsregulering og det populationsdynamiske samspil mellem rovdyr og byttedyr vil ikke blive gennemgået her. I stedet henvises til en udredning af Coté & Sutherland (1995) om det videnskabelige grundlag for at begrænse/bekæmpe prædatorer i forbindelse med beskyttelse af fugle. Udredningen indeholder et omfattende og informativt afsnit om den videnskabelige teori bag rovdyr-byttedyr interaktioner og nyttige tabeller med oversigter over dels prædationsraten på mange arter af rugende fugle og deres reder, dels over eksperimenter med fjernelse af prædatorer, såkaldte 'predator removal'-eksperimenter.

'Predator removal' er en ofte benyttet fremgangsmåde i forbindelse med undersøgelse af prædationens omfang og effekt, idet én eller flere rovdyrarter fjernes mere eller mindre konsekvent fra et område samtidig med, at man følger udvalgte byttedyrs ynglesucces og bestandsudvikling i området og også ofte i et kontrolområde, hvorfra der ikke fjernes rovdyr. På grundlag af en analyse af 20 udvalgte 'predator removal'-studier konkluderede Coté & Sutherland (1997), at fjernelse af prædatorer havde en stor, positiv effekt på klækningsraten for de fuglearter, man ønskede at beskytte gennem rovdyrbegrænsningen (Fig. 1). Klækningsraten i 'predator removal'-områderne lå i gennemsnit 75% over klækningsraten i kontrolområderne. Der var også en mærkbar, positiv effekt på fuglenes efterårsbestand. Effekten på ynglebestanden var ligeledes positiv, men meget forskellig fra undersøgelse til undersøgelse og ikke stati-



Figur 1. Rovdyrbegrænsningens effekt (gennemsnit og 95% konfidensinterval) på klækningsrate, efterårsbestand og forårsbestand hos fugle, der blev forsøgt beskyttet gennem 'predator removal'. Efter Coté & Sutherland (1997).

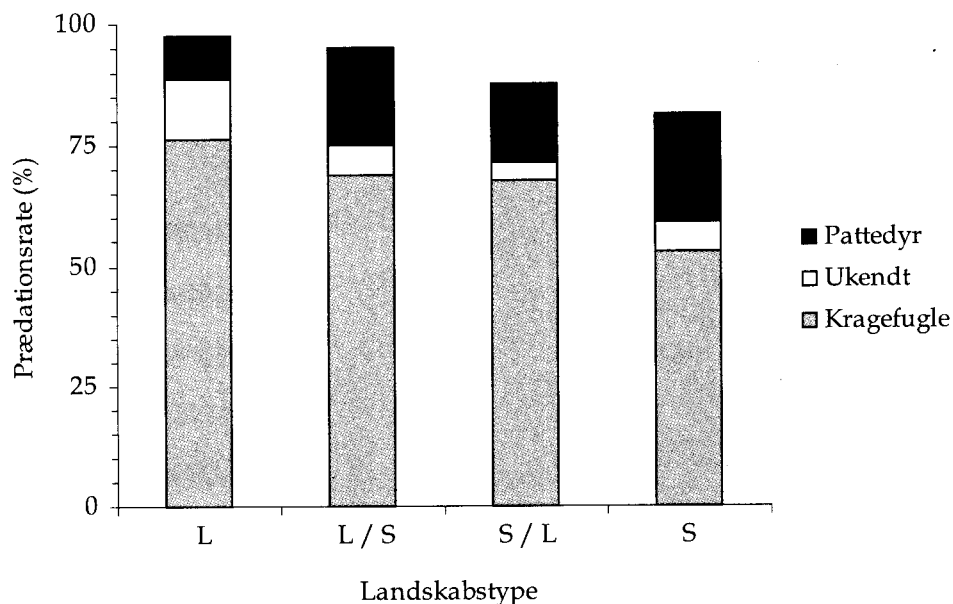
stisk signifikant. Flere af disse 'predator removal'-eksperimenter vil blive nærmere omtalt i det følgende.

Coté & Sutherland (1995) opsummerede redeprædationsraten i 110 nyere undersøgelser, hvori indgår oplysninger om 98 forskellige fuglearters ynglesucces. I gennemsnit mislykkedes 46% af alle yngleforsøg for de 98 undersøgte fuglearter. Redeprædation var den hyppigste årsag til, at reproduktionen mislykkedes, idet 84% af rederne gik tabt på grund af prædation.

I denne rapport vil kragers og husskaders prædation på småfugle også blive behandlet, men hovedvægten vil blive lagt på prædation på hare, agerhøne og fasan med særlig fokus på perioden fra det tidlige forår til jagtsæsonens start i efteråret. Traditionelle fødeundersøgelser giver et detaljeret, kvalitativt billede af kragers og husskaders fødevalg på forskellige årstider, men de kan ikke bruges som grundlag for en vurdering af prædationens kvantitative omfang og betydning for byttedyrene. I stedet vil der blive præsenteret oplysninger om landskabets betydning for prædationstrykket samt relevante populationsdynamiske data for byttedyrene, herunder oplysninger om dødelighedsrater og den relative betydning af prædation og andre dødelighedsfaktorer.

3.1.1 Landskabets betydning for prædationstrykket

Både naturlige og menneskeskabte forhold er medbestemmende for kragers og husskaders forekomst og fordeling i landskabet og for den prædation, de udøver. Andrén (1992) har undersøgt en række kragefuglearters forekomst og fordeling samt deres 'prædationstryk' langs en gradient i det sydlige Sverige, hvor landskabet ændrede sig fra at være domineret af åbne landbrugsarealer til at være domineret af



Figur 2. Prædationsrate på kunstige reder i fire svenske landskabstyper med varierende andel af skov (S) og landbrugsarealer (L). Efter Andrén (1992).

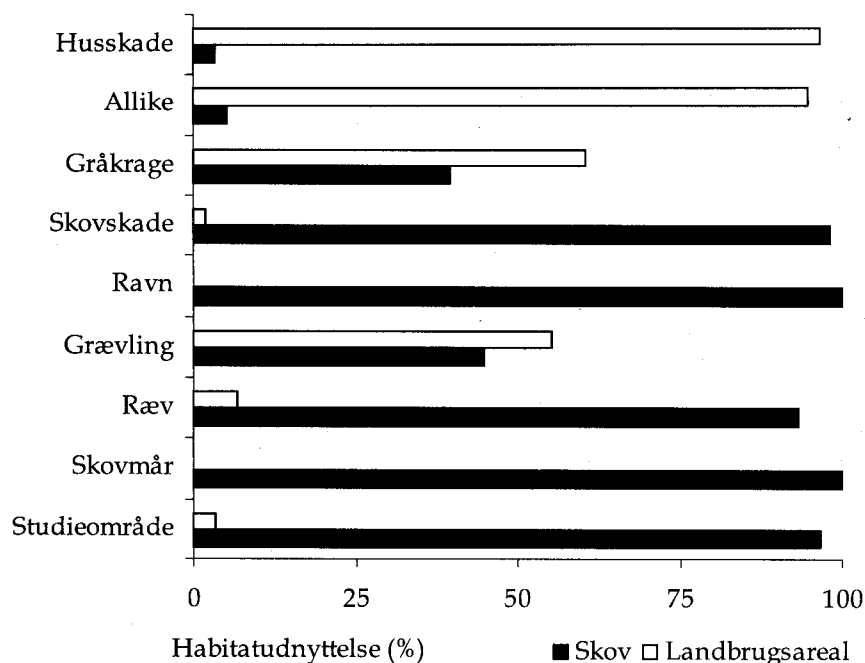
skov. Den samlede mængde af kragefugle var mindst i skovdominerede landskaber (98% skov og 2% landbrug) og størst i landbrugslandskaber, hvor skoven kun forekom som isolerede fragmenter (90% landbrug og 10% skov).

Prædationstrykket blev målt ved at se på prædationsraten på kunstige reder. Kragefuglene stod for langt den overvejende del af redeprædationen (Fig. 2). Prædationen var størst i de åbne landbrugslandskaber med spredte skove og især mærkbar i de mindste skovfragmenter. Det er i overensstemmelse med Møllers (1988) undersøgelse af husskaders prædation på naturlige og kunstige solsortereder i småskove i et dansk landbrugsområde, idet prædationsraten her var omvendt proportional med arealet af skoven. Jo mindre skov, jo højere prædationsrate, og omvendt.

Andrén (1992) gør i øvrigt opmærksom på, at prædationsraten i sådanne forsøg med kunstige reder ikke kan antages at være repræsentativ for prædationsraten på naturlige reder, men den er alligevel anvendelig som et indeks for prædationens relative betydning i forskellige landskabstyper. Kunstige reder er nemmere at opdage for prædatorerne og vil derfor have en prædationsrate, der ligger langt over den, som naturlige reder udsættes for.

Andrén (1992) gør i øvrigt opmærksom på, at prædationsraten i sådanne forsøg med kunstige reder er anvendelig som et indeks for prædationens relative betydning i forskellige landskabstyper, men den kan ikke antages at være den samme for naturlige reder. Kunstige reder er nemmere at opdage for prædatorerne og vil derfor have en prædationsrate, der ligger langt over den, som naturlige reder udsættes for.

De forskellige kragefuglearter forekom ikke lige hyppigt og udøvede ikke lige stort prædationstryk i de forskellige landskaber. Krager



Figur 3. Udnyttelse af skov og landbrugsarealer hos forskellige redeprædatorer. Habitatfordelingen i studieområde er vist nederst i diagrammet. Efter Angelstam (1986).

forekom i større tætheder i 'blandede' landskaber, hvor der var både skov og landbrug, end i 'rene' landskaber domineret af enten skov eller landbrug. Kragen optrådte da også regelmæssigt som prædator såvel i skove som i det åbne landbrugsland. Husskader viste især præference for 'rene' landbrugsområder, hvor de også udøvede det meste af deres prædation.

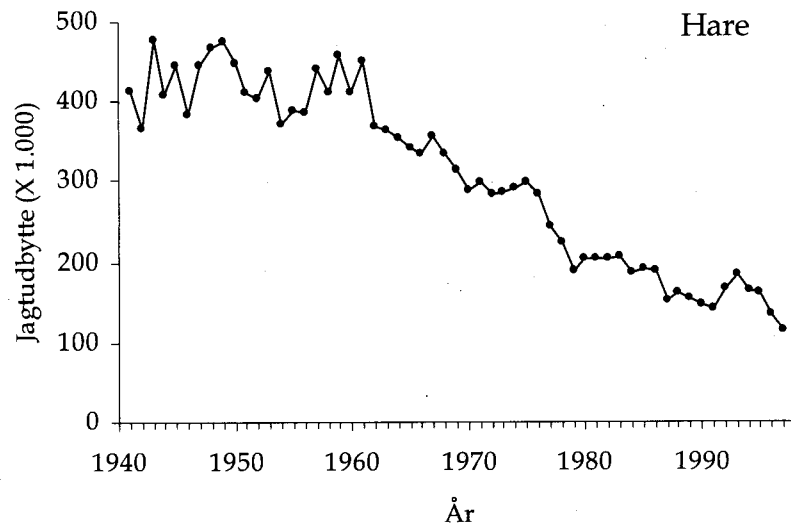
På dette grundlag konkluderer Andrén (1992), at kragen er den vigtigste redeprædator blandt kragefuglene, og at den kan være årsag til det relativt store prædationstryk, som blev konstateret i de småskove, der var helt omgivet af landbrugsarealer, og i de større skoves randzoner ud mod de åbne landbrugsarealer. Forskellen i habitatpræference mellem krage og husskade er i overensstemmelse med data, som Angelstam (1986) har sammenstillet for habitatudnyttelse hos en række redeprædatorer (Fig. 3).

3.1.2 Hare

Jagtudbytte og bestandsudvikling i Danmark

Det årlige jagtudbytte af hare i Danmark lå omkring 430.000 fra begyndelsen af 1940'erne til slutningen af 1950'erne (Fig. 4). Efter 1960 faldt udbyttet jævnt, bortset fra korte perioder med tendens til stabilisering i 1970'erne og 1980'erne. I jagtsæsonen 1997/98 blev der nedlagt 113.000 harer, hvilket er det laveste udbytte, der er registreret siden vildtudbyttestatistikens start i 1941.

Nedgangen i jagtudbyttet afspejler et kraftigt fald i harebestanden efter 1960. Hovedårsagen menes at være en generel forringelse af



Figur 4. Jagtudbyttet af hare i Danmark i perioden 1941-1997.

levevilkårene i det åbne land, især på grund af store ændringer i landbrugsdriften, herunder ændring af afgrødesammensætningen, sammenlægning af marker til større enheder, sløjfning af markskel, levende hegn og småbiotoper, stigende mekanisering og stigende anvendelse af kemiske midler (Strandgaard & Asferg 1980, Madsen *et al.* 1996).

Populationsdynamik og prædation

Haren har i kraft af sin status som den talmæssigt vigtigste hårvildt-
art altid påkaldt sig stor interesse fra både jægere og vildtbiologer. Især de store, årlige svingninger i efterårsbestandene og de underliggende variationer i produktions- og omsætningsforholdene i lokale og regionale bestande har været genstand for undersøgelser for at få viden om betydningen af forskellige faktorer, fx vejret (Andersen 1957). Voldsomme fald i harebestandene og dermed jagtudbyttet over store dele af Europa i 1960'erne og 1970'erne gav anledning til undersøgelser af baggrunden for bestandsudviklingen over længere perioder (fx Tapper & Parsons 1984), og her kom især strukturændringerne i landbruget i søgelyset (fx Frylestam 1979, 1980, Tapper & Barnes 1986, Pépin 1987). Tilbagegangen har nogle steder været så markant, at der midt i 1990'erne ligefrem udtrykkes frygt for, at lokale bestande vil uddø, fx i det sydvestlige England (Hutchings & Harris 1996, McLaren *et al.* 1997).

Produktionen af killinger i en harebestand vil ofte afspejles i andelen af unge harer i jagtudbyttet (Rieck 1956, Pielowski 1976a). Hansen (1994) undersøgte andelen af unge harer i jagtudbyttet i Danmark i 1950'erne og 1990'erne. Ungeprocenten varierede meget fra lokalitet til lokalitet og fra år til år. Den gennemsnitlige andel af unge harer i jagtudbyttet faldt fra 57,3% i perioden 1951-1955 til 43,6% i perioden 1988-1992. Det betyder, at det antal killinger, der overlevede fra fødsel til efterår, faldt fra 2,6 killing pr. nedlagt hunhare i 1950'erne til 1,6 killing pr. nedlagt hunhare i 1990'erne. Hansen (1994) konkluderede på grundlag af disse data, at hvis faldet i jagtudbyttet fra 1950-erne til 1990-erne afspejler et tilsvarende fald i harebestanden,

så er den samlede produktion af killinger i slutningen af 1980'erne kun ca. 25% af, hvad den var i 1950'erne.

Pegel (1986) har på grundlag af gennemsnitsværdier for populationsdynamiske parametre beregnet, at balancepunktet mellem dødelighed og tilvækst i tyske harebestande vil være en ungeandel i efterårsbestanden på 41,7%. Tilsvarende fandt Pielowski (1981), at balancepunktet for polske bestande lå på 32,4%. Forskellen kan henføres til store forskelle i dødeligheden blandt de voksne harer, idet den var 40% i de tyske bestande og godt 24% i de polske.

Frylestam (1979) fandt, at voksendødeligheden i en skånsk harebestand var af samme størrelsesorden (40%) som i Tyskland (Pegel 1986). Den gennemsnitlige dødelighed for voksne harer i Danmark kendes ikke, men hvis den ligger på samme niveau som i Sverige og Tyskland, må det ifølge Hansen (1994) erkendes, at hvis jagtudbyttet afspejler aldersfordelingen i bestanden, så er produktionen af killinger på flere danske lokaliteter for lille til, at bestandens størrelse kan opretholdes, også selvom der ikke drives jagt.

Abildgård *et al.*'s (1972) undersøgelser af harebestanden på Illumø i perioden 1957-1970 giver et billede af harens populationsdynamik på en forholdsvis lille ø (ca. 1 km²), hvor der ikke blev drevet jagt, og hvor der ikke fandtes rovpattedyr. Forårsbestanden lå i undersøgelsesperioden mellem 46 og 164 dyr og efterårsbestanden mellem 90 og 339. Den månedlige dødelighed hos unge harer (< 1 år) var i gennemsnit 10-11% om efteråret, 8-9% om vinteren og 2-3% om sommeren, men med en betydelig variation fra år til år. De gamle harer (> 1 år) havde en dødelighed på 4-5% om måneden uden særlige udsving hen over året. Den totale, årlige dødelighed fra oktober til oktober var 46% i gennemsnit for hele bestanden, men med betydelige køns- og aldersforskelle: 56% for unge hunner, 44% for unge hanner, 45% for gamle hunner og 38% for gamle hanner. Den 1. oktober var der gennemsnitligt 53% unger i bestanden, varierende mellem 32% og 71%. Der blev ikke indsamlet data om killingeres overlevelse fra fødsel til efterår, dvs. i den såkaldte post-natale periode.

Marboutin & Hansen (1998) har senere genanalyseret fangstdata fra Illumø-projektet ved hjælp af nyere og mere forfinede statistiske metoder med særlig vægt på estimering af overlevelseshastigheder. De fandt en højere årlig dødelighed for voksne harer end Abildgård *et al.* (1972), 50% for hunnerne og 45% for hannerne. Variationen fra år til år var ikke statistisk signifikant. De unge harers dødelighed var generelt større; den varierede dog meget hen over årene (32-80%), især i forhold til køn og kropsvægt, men også i nogen grad afhængig af vinterens strenghed.

Hansen (1991, 1992) undersøgte produktionsforholdene i en harebestand på arealerne omkring Hollufgård på Fyn i perioden 1984-1986. Der var i de tre undersøgelsesår en meget lav reproduktionsrate på grund af en usædvanlig høj andel af ikke-reproduktive hunner (21,4%, 13,6% og 20,8%) og en høj killingedødelighed i perioden fra fødsel til 1. november (68,9%, 72,3% og 80,6%). Hollufgård-bestanden

lå på linje med de øvrige nordvesteuropæiske bestande for så vidt angår det maksimale antal kuld og den gennemsnitlige kuldstørrelse (Hansen 1992). Når der tages hensyn til forekomsten af ikke-reproduktive hunner var killingedødeligheden i årene 1984-1986 henholdsvis 79,9%, 81,3% og 87,2%, dvs. på højde med eller højere end i Polen (Petruszewicz 1970, Pielowski 1981), Skåne (Frylestam 1980) og Tyskland (Pegel 1986).

Hansen (1992) konkluderer, at den samlede reproduktionssucces i Hollufgård-bestanden var relativt lav på grund af den ringe killingeproduktion og den høje postnatale dødelighed, og som en sandsynlig årsag peger han på fødemangel i sommerperioden på grund af det aktuelle afgrødevalg og dyrkningssystem. Prædationens eventuelle rolle som faktor i den postnatale dødelighed nævnes slet ikke.

Det gør den derimod i en undersøgelse af harens produktions- og overlevelseshold i årene 1993-1995 i to store indhegninger på Kalø, hver med 12 ha landbrugsareal og 2,5 ha skov og remise, den ene med få store marker med kornafgrøder, den anden med flere, mindre marker og et mere varieret afgrødevalg (Hansen, unpubl.). Ved begyndelsen af hver ynglesæson var der 6-7 hunharer og 5-6 hanharer i hver indhegning. Der var ingen signifikant forskel i den gennemsnitlige produktion af killinger pr. hunhare i de to indhegninger. I begyndelsen af ynglesæsonen blev de fleste kuld sat i skov eller remise. Nogle kuld blev sat i afgrøder fra slutningen af februar, men fra slutningen af april blev de fleste kuld sat i afgrøderne. Den totale produktion pr. hunhare var omkring 60% større end i Hollufgård-materialet, hovedsagelig fordi kun én ud af 30 hunharer på Kalø ikke fik killinger. Den største forskel på landbrugsdriften fra 1980'erne til 1990'erne var, at en anden generation af pesticider var taget i brug. Selvom det på visse tidspunkter kunne være svært for harerne i kornindhegningen at finde grønne spirer, havde det tilsyneladende ingen indflydelse på produktionen af killinger.

Der var derimod forskel på killingernes dødelighed i de to indhegninger. I gennemsnit for de tre forsøgsår døde 76% af killingerne i korn-indhegningen og 59% i det varierede dyrkningssystem inden udgangen af september, dvs. ved jagttidens begyndelse. Dødeligheden var størst i de fire første uger efter fødslen, hvor henholdsvis 58% og 48% af killingerne gik tabt. Der blev også registreret en vis voksendødelighed i de tre ynglesæsoner, 22% i korn-indhegningen og 17% i det varierede dyrkningssystem.

Der var ingen signifikant forskel på fordelingen på dødsårsager i de to indhegninger (Tabel 1). Prædation, landbrugsmaskiner og landbrugsaktiviteter var de vigtigste dødsårsager for killingerne, henholdsvis 27,3% og 26,6%. Omfanget af prædationen er formentlig underestimeret, idet en del af killingerne i gruppen 'Forsvundet' højst sandsynligt er fjernet af prædatorer, uden at det har kunnet registreres. Ræven var udelukket som prædator på grund af hegnene omkring forsøgsfelterne. Mindre mår dyr kunne godt komme ind i indhegningerne, men der blev udelukkende registreret flyvende prædatorer, som tog i alt 38 killinger. Krage tog 48,6% af de 'præderede' killinger, mens ravn (*Corvus cornix*) tog 21,6%, musvåge (*Buteo*

Table 1. Fordeling på dødelighedsfaktorer for 64 harekillinger i indhegning I (varieret afgrødevalg) og 75 i indhegning II (kornafgrøder) (Kalø, Danmark) (Efter Hansen unpubl.). Ingen signifikant forskel: $\chi^2=2,11$; $df=1$; $p=0,715$.

Dødelighedsfaktor	I	II	%
Prædation	19	19	27,3
Landbrugsmaskiner	16	21	26,6
Sygdom	5	7	8,6
Andet	11	8	13,7
Forsvundet	13	20	23,7
I alt	64	75	99,9

buteo) 18,9%, duehøg (*Accipiter gentilis*) 8,1% og natugle (*Strix aluco*) 2,7%. Sammenholdt med en samlet killingedødelighed fra fødsel til december på 27,3% betyder det, at killingetabet på grund af krageprædation var mindst 13,3% ($0,273 \times 0,486$).

I andre undersøgelser nævnes som regel kun ræven som betydende prædator i forhold til haren. Goszczynski & Wasilewski (1992) undersøgte i årene 1985-1989 harens populationsdynamik og rævens andel i den årlige dødelighed i et 89 km² stort område i Polen. Ræven stod for 23% af den totale, årlige dødelighed i harebestanden. I alt døde 22% af de voksne harer og 89% af de unge i 'sommerperioden' mellem 1. april og 1. november. Aldersfordelingen blandt de harer, der døde i løbet af sommeren, var ca. 14 unger for hver voksen. Rævens bidrag til sommerdødeligheden var relativt større for de voksne harers vedkommende (45%) end for de unge (20%). Med andre ord skyldtes 55% af de voksnes og 80% af de unges sommerdødelighed andre faktorer end ræven. Goszczynski & Wasilewski (1992) nævner dog ikke andre faktorer. Også i andre polske undersøgelser er ræven hovedprædator. Fx fandt Goszczynski *et al.* (1976), at harer udgjorde 26% af rævens føde, og at ræven stod for 10-15% af den årlige dødelighed i en bestand, mens Pielowski (1976b) for en anden bestand fandt, at harer udgjorde 46% af rævens føde, og ræven stod for 10% af den årlige dødelighed hos harerne.

Der er imidlertid ikke nogen fast eller forudsigelig sammenhæng mellem den andel, som et byttedyr udgør af et rovdyrs føde, og så den andel af byttedyrets dødelighed, som det pågældende rovdyr står for. Der er med andre ord ingen ligefrem sammenhæng mellem den betydning, byttedyret har for rovdyret, og den betydning, rovdyret har for byttedyret. I et stort rovdyr-byttedyr projekt i Revingeområdet i Skåne fandt Erlinge *et al.* (1984a) fx, at selvom harer kun udgjorde 3% af rovdyrenes samlede, årlige fødemængde, så stod prædatorerne - hovedsagelig ræv og kat (*Felis catus*) - for 38% af den årlige dødelighed i harebestanden. Både Erlinge *et al.* (1984a) og Goszczynski *et al.* (1976) gør dog udtrykkeligt opmærksom på, at de i deres undersøgelser ikke har været i stand til at se, hvor stor en del af harerne, der er taget efter at være skadet eller dræbt af landbrugsmaskiner eller vejtrafik, dvs. i situationer, hvor ræven ikke har været den egentlige dødsårsag.

Reynolds & Tapper (1995b) har på grundlag af data og resultater fra egne og andres feltundersøgelser - bl.a. flere af de ovenfor nævnte - opbygget en computermode, som kan simulere de populationsdynamiske processer gennem et år i en harebestand i det sydlige England. Modellen blev opbygget specielt med henblik på at simulere effekten af ræveprædation på harernes bestandsudvikling. Modellen viste, at rævene let kunne fortære et antal harer, som dels oversteg det antal, der oprindeligt var til stede ved ynglesæsonens begyndelse, dels svarede til 76-100% af den årlige produktion. Det vil sige, at harebestanden kun i ringe omfang kunne have tålt yderligere prædation, hvis bestandsniveauet skulle holdes. Når ræveprædationen i modellen blev sat til nul, dvs. fjernet helt, blev harernes tæthed efter ynglesæsonen 3-6 gange så høj, som når der var ræve til stede. Reynolds & Tapper (1995b) konkluderede, at rævene - selv når der blev tilladt en vis fejlmargen i forhold til forudsætningerne i modellen og i fastsættelsen af de forskellige parametre - tog en væsentlig del af harerne i forhold til produktionen i bestanden.

Sådanne computersimuleringer kan vise ræveprædationens omfang og potentielle effekt på harebestanden, men da der - på grund af manglende viden - ikke i modellen er indbygget 'regler' for det indbyrdes samspil mellem forskellige dødsårsager, herunder kompensation, kan resultaterne ikke tages som bevis for, at det er ræveprædationen som sådan, der begrænser harebestanden. Reynolds & Tapper (1995b) hævder dog, at hvis ræveprædation og andre dødsårsager i væsentlig grad kompenserede for hinanden, så ville rævens indflydelse på harebestandens produktivitet og populationsdynamik ikke have været så stor, som simulationsmodellen antydede.

3.1.3 Agerhøne

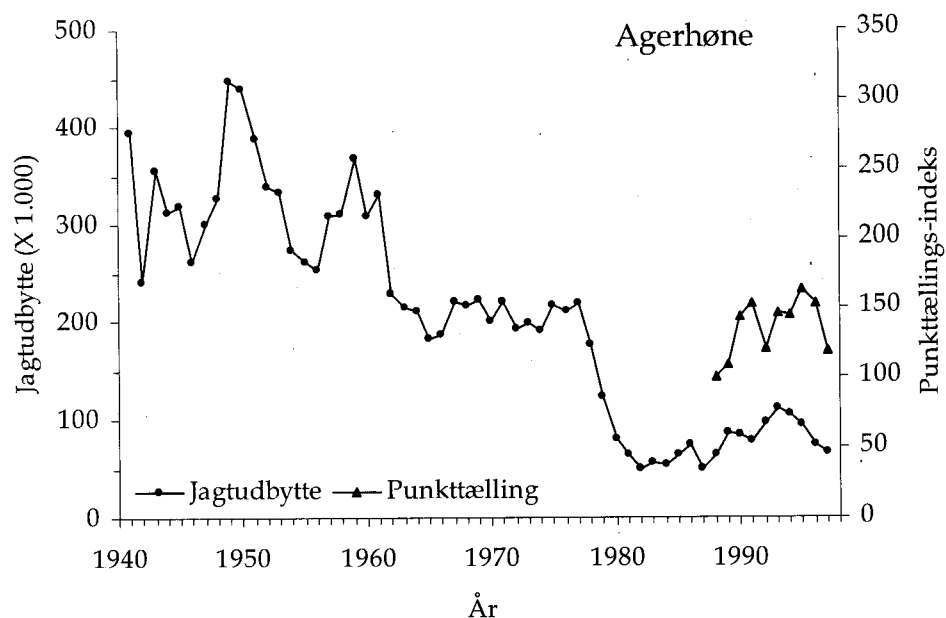
Jagtudbytte og bestandsudvikling i Danmark

Fra 1941 til 1960 lå det årlige jagtudbytte mellem 300.000 og 400.000, men faldt brat omkring 1960 og lå så forholdsvis stabilt på ca. 200.000 frem til slutningen af 1970'erne (Fig. 5). Omkring 1980 skete der et nyt, brat fald til ca. 50.000. Fra begyndelsen af 1980'erne til begyndelsen af 1990'erne steg udbyttet til over 100.000, men det er faldet igen gennem de seneste sæsoner.

Nedgangen i jagtudbyttet afspejler en generel tilbagegang med særligt kraftige fald omkring 1960 og 1980. Tilbagegangen tilskrives ændringer i landbrugsdriften, jf. udviklingen i harebestanden. Årsagen til fremgangen sidst i 1980'erne er formodentlig en kombination af flere forhold som fx flere vintergrønne marker, vildtpleje, ræveskab og udsætning af skydefugle (Madsen *et al.* 1996). Agerhønen er først kommet med i DOFs punkttællingsindeks fra 1988, men der ser ud til at være en god overensstemmelse mellem udviklingen i jagtudbyttet og udviklingen i ynglebestanden (Fig. 5).

Populationsdynamik og prædation

Der er gennemført mange grundige undersøgelser af agerhønen's biologi og økologi, ikke mindst på grund af artens jagtlig betydnings



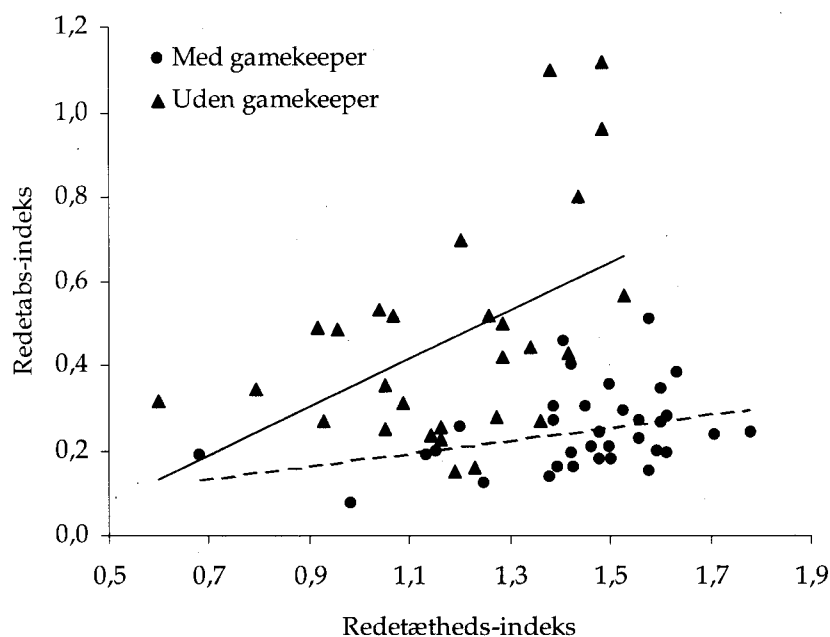
Figur 5. Jagtudbyttet af agerhøne i Danmark i perioden 1941-1997. I figuren er endvidere vist DOFs punkttællingsindeks for ynglebestanden af agerhøne i perioden 1988-1997 (basisår 1988 = 100; efter Jacobsen 1998).

(Potts 1986). Især har The Game Conservancy Trust i England gennem årene forsket i centrale populationsøkologiske problemstillinger.

De tidligste undersøgelser koncentrerede sig om artens populationsdynamik og årsagen til den udbredte tilbagegang overalt i artens udbredelsesområde. Southwood & Cross (1969) fremførte, at nedgangen skyldtes en faldende insektmængde på grund af indførelsen af herbicider i 1950'erne. Sammenhængen mellem kyllingernes overlevelse og mængden af insekter blev senere bekræftet, bl.a. ved brug af telemetri (Potts & Vickerman 1974, Green 1984, Rands 1985) og regulære eksperimenter med helt eller delvis sprøjtefri randzoner omkring markerne (Rands 1985, Oliver-Bellasis & Sotherton 1986, Sotherton *et al.* 1989).

Andre undersøgelser viste, at prædation kunne have stor indflydelse på såvel efterårsbestand som forårsbestand (Potts 1980, 1986). Potts & Aebischer (1994) har ved hjælp af simulationsmodeller vist, at den konstaterede ændring i engelske agerhønekyllingers overlevelse fra 49% i tiden før pesticidernes indførelse til 32% efter indførelsen ville være uden betydning for forårsbestandens størrelse, hvis redeprædationen blev begrænset. Hvis prædationen ikke blev begrænset, ville bestanden derimod uddø.

I England er der en lang tradition for rovvildtbegrænsning, om end antallet af gamekeepere (professionelle skytter) har været stærkt faldende gennem de seneste årtier (Tapper *et al.* 1982, Tapper 1992). Begrænsningen af rovvildtet har - især tidligere - været særdeles hårdhændet og konsekvent, og effekten har bl.a. kunnet ses på agerhønsenes yngletæthed og ynglesucces (Fig. 6). Det er i øvrigt værd at

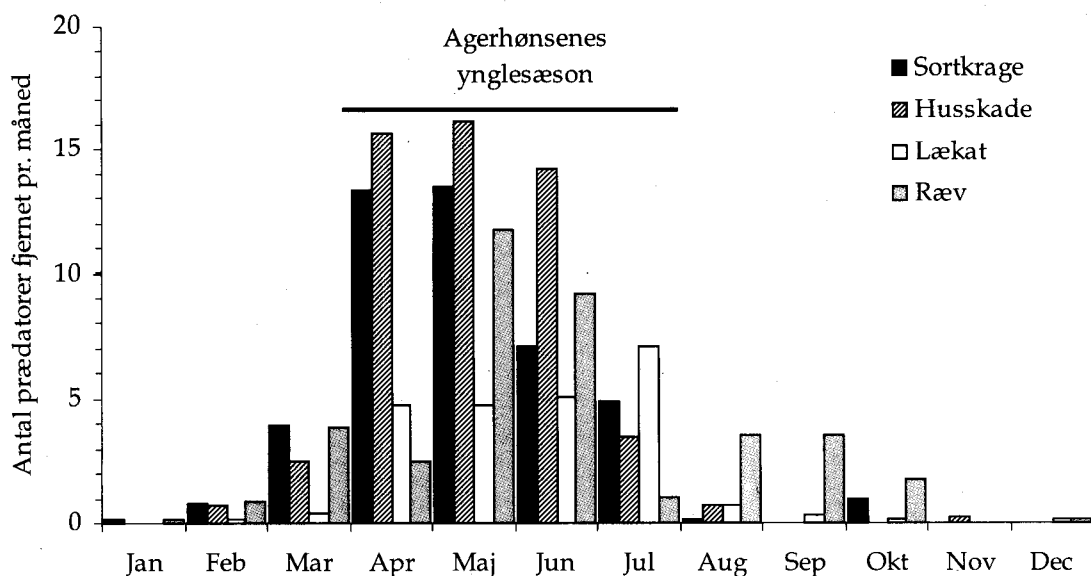


Figur 6. Prædationsrate på engelske agerhønsereeder i forhold til redetæthed på revirer med (åbne symboler) og uden (udfyldte symboler) gamekeeper. Efter Potts (1986).

bemærke, at prædationsraten viser en vis grad af tæthedsafhængighed, idet prædationsraten er størst ved de højeste redetætheder.

De seneste og mest relevante undersøgelser af prædation på agerhøns er blevet udført af Game Conservancy som et 'predator removal'-eksperiment i Salisbury Plain-området i det sydlige England i perioden 1984-1991. Undersøgelsen skulle vise, hvilken indflydelse prædation i yngletiden har på agerhønsens ynglesucces og på tætheden i bestanden det følgende efterår og forår (Tapper *et al.* 1996). Det blev gjort ved at sammenligne agerhønsens bestandstæthed og ynglesucces i to områder, som forud for eksperimentet var stort set ens med hensyn til størrelse, arealudnyttelse og tæthed af agerhøns. I den første forsøgsperiode (1985-1987) blev der foretaget en intensiv regulering af prædatorer i det første område og ingen regulering i det andet. I den anden forsøgsperiode (1988-1990) blev der byttet om, således at der blev gennemført regulering i det andet område, men ikke i det første.

Målet med reguleringen var ikke at udrydde eller at opnå en varig, generel reduktion af af prædatorbestandene, men specifikt at formindske prædationen i yngletiden, hvor den kan betyde et tab på 60% af alle rugende høner, mens den er ubetydelig på andre tider af året (Potts 1980). Reguleringsindsatsen blev derfor hovedsageligt udført i de måneder, hvor agerhønsene havde æg og små kyllinger, dvs. april-juli med hovedvægt på april og maj (Fig. 7). Reguleringen omfattede ræve, lækatter og rotter og derudover alle ynglende (sort-)krager og husskader og op mod 20% af de råger og alliker, der forekom i store flokke i området.

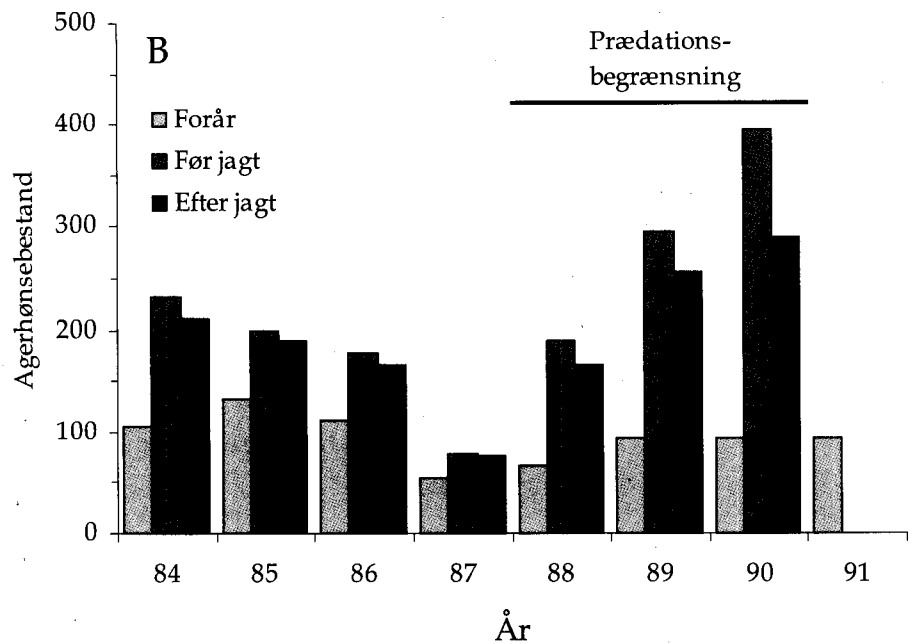
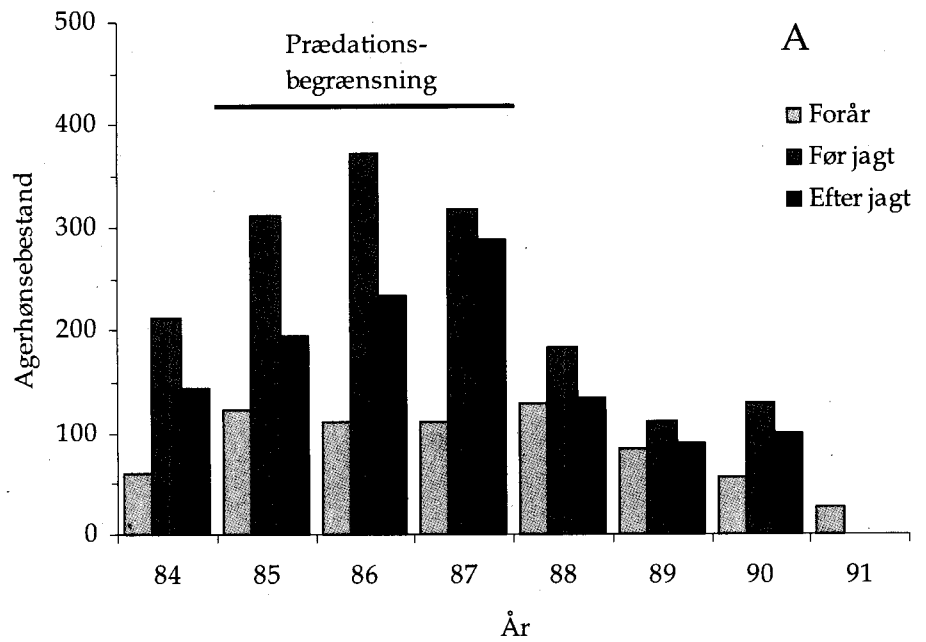


Figur 7. Gennemsnitligt antal sortkrager, husskader, lækatter og ræve nedlagt/fanget pr. måned gennem seks år i 'Salisbury Plain'-eksperimentet (se tekst). Reguleringsindsatsen blev hovedsageligt udført i agerhønsenes æglægnings- og rugetperiode. Efter Tapper *et al.* (1996).

Ynglende ræve, lækatter, krager og husskader er territoriale, og hvis de fjernes i yngletiden vil der ofte ske det, at territoriet overtages af artsfæller fra nabolitteriet eller af individer/par fra den del af bestanden, som ikke har kunnet tilkæmpe sig et yngleterritorium (Göransson & Loman 1982, Reynolds *et al.* 1993).

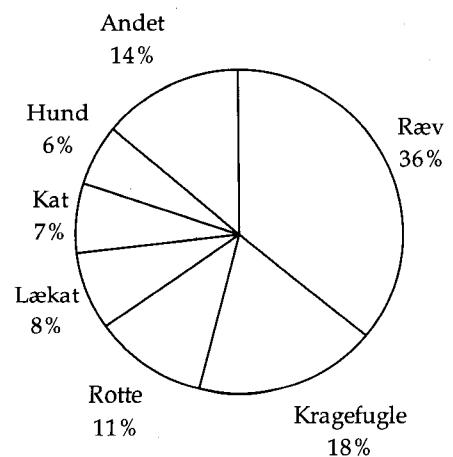
Den gennemførte regulering havde en positiv effekt på antallet af høner i agerhønsbestanden, på ynglesuccessen og på såvel størrelsen af efterårsbestanden som antallet af ynglepar det næste forår (Fig. 8). Efterårsbestanden steg således med 75%, og tætheden af agerhøns var 3,5 gange så stor i området med prædationsbegrænsning som i kontrolområdet uden prædationsbegrænsning. Året efter indførelse af begrænsningen steg ynglebestanden på 36%, og i gennemsnit var ynglebestandene 2,6 gange så stor i området med prædationsbegrænsning som i kontrolområdet uden prædationsbegrænsning. Tapper *et al.* (1996) konkluderede på dette grundlag, at prædatorerne spiller en væsentlig rolle ved ikke bare at begrænse agerhønsenes efterårsbestand, men også det følgende forårs ynglebestand.

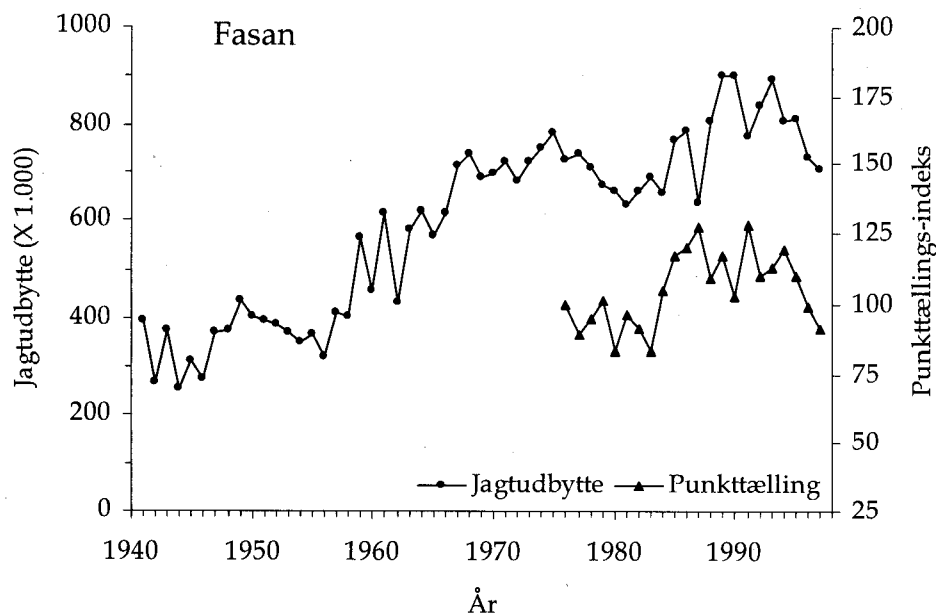
Som i de fleste andre undersøgelser af rovdyr-byttedyr relationer er det desværre også i 'Salisbury Plain'-eksperimentet umuligt at kvantificere effekten af de enkelte rovdyrarter. Der er dog ingen tvivl om, at prædation på de rugende høner hovedsagelig skyldtes ræv, mens prædationen på æggene hovedsagelig skyldtes krager og husskader. I en tidligere undersøgelse af overlevelsesraten for 13.988 agerhønsereder på godser med gamekeeper i perioden 1911-1959 fandt Middleton (1966), at godt halvdelen af de 27% af rederne, der gik tabt, blev udsat for prædation. Heraf skyldtes godt en sjettedel kragefugle, hvilket var halvt så meget som rævens andel (Fig. 9). Det samlede tab på grund af kragefugleprædation var 2,5% ($0,27 \times 0,52 \times 0,18$). Det vil altså sige, at den formodentlig intensive regulering af krager og husskader har reduceret prædationen betydeligt uden dog helt at kunne forhindre den.



Figur 8. Agerhønsbestandens udvikling i de to undersøgelsesområder i 'Salisbury Plain'-eksperimentet, Collingbourne (A) og Milston (B). For hvert år er vist størrelsen af forårsbestanden samt efterårsbestanden før og efter jagt. Den sorte bjælke viser den periode, hvor der blev gennemført prædationsbegrænsning i det pågældende område. Efter Tapper *et al.* (1996).

Figur 9. Prædation på 13.988 engelske agerhønsere i perioden 1911-1959. I alt 27% af rederne gik tabt. 52% af tabet skyldtes prædation, og diagrammet viser fordelingen på forskellige prædatorer. Efter Middleton (1966).





Figur 10. Jagtudbyttet af fasan i Danmark i perioden 1941-1997. I figuren er endvidere vist DOFs punkttællingsindeks for ynglebestanden af fasan i perioden 1976-1997 (basisår 1976 = 100; efter Jacobsen 1998).

3.1.4 Fasan

Jagtudbytte og bestandsudvikling i Danmark

Det årlige jagtudbytte lå fra 1941 til sidst i 1950'erne på et niveau omkring 350.000 (Fig. 10). Derefter steg det i løbet af de følgende 10 år til ca. 700.000, hvor det lå indtil slutningen af 1980'erne. Omkring 1990 var udbyttet flere gange over 900.000, men faldt så igen til ca. 700.000.

Stigningen i udbyttet skyldes dels vækst i den vildtlevende bestand, dels udsætning af opdrættede fasaner. Det skønnes, at mellem en tredjedel og halvdelen af udbyttet hidrører fra udsatte fugle (Madsen *et al.* 1996). Til trods for den store andel af udsatte fugle i jagtudbyttet ser det ud til, at udbyttekurven afspejler udviklingen i ynglebestanden, idet der er god overensstemmelse mellem DOFs punkttællingsindeks for ynglebestanden af fasan, som er registreret siden 1976 (Fig. 10).

Populationsdynamik og prædation

Reder, æg og rugende høner. Som det er tilfældet for agerhønen, er æglægnings- og rugeperioden også en kritisk fase i fasanens års-cyklus med hensyn til prædation. Hill & Robertson (1988) opsummerer seks studier (Baskett 1941, Linder *et al.* 1960, Trautman 1960, Baxter & Wolfe 1973, Snyder 1974, 1984), hvor 49-90% af rederne gik tabt. En stor og meget varierende andel gik tabt på grund af prædation (29-72%), mens resten hovedsagelig gik tabt på grund af landbrugsaktiviteter, eller fordi rederne blev forladt uden påviselig årsag.

Tabel 2. Årsager til tab af fasanreder i æglægningsperioden og i rugeperioden (Efter Hill & Robertson 1988).

Årsag til tab af rede	Pheasant Nest Recording Scheme (PNRS)						Radiomærkede høner		
	Æglægningsperiode			Rugeperiode			Rugeperiode		
	Antal	% af reder	% af tab	Antal	% af reder	% af tab	Antal	% af reder	% af tab
Pindsvin	3	1,1	2,0	3	0,8	3,1	1	1,8	3,1
Hund	1	0,3	0,7	4	1,1	4,1	0	-	-
Kat	0	-	-	2	0,6	2,0	0	-	-
Ræv	3	1,1	2,0	24	6,8	24,5	5	9,2	15,6
Kragefugle	35	12,5	23,8	13	3,7	13,3	6	11,1	18,7
Grævling	0	-	-	2	0,6	2,0	1	1,8	3,1
Ukendt	2	0,7	1,4	1	0,3	1,0	1	1,8	3,1
Forladt	78	27,8	53,1	29	8,2	29,6	7	13,0	21,9
Landbrug	12	4,3	8,2	2	0,6	2,0	5	9,2	15,6
Anden prædator	9	3,2	6,1	2	0,6	2,0	1	1,8	3,1
Hund (høne)	2	0,7	1,4	1	0,3	1,0	0	-	-
Ræv (høne)	2	0,7	1,4	13	3,7	13,3	5	9,2	15,6
Kat (høne)	0	-	-	2	0,6	2,0	0	-	-
Tab i alt	147	52,5	100	98	27,7	100	32	59,2	100
Reder i alt	280			354			54		

Hill & Robertson (1988) præsenterer endvidere data fra 'The Pheasant Nest Recording Scheme' (PNRS), hvor gamekeepere har registreret årsagerne til tabet af 147 ud af 280 (52,5%) fasanreder i æglægningsperioden og 98 ud af 354 (27,7%) reder i rugeperioden, samt 32 ud af 54 (59,2%) reder fra egne undersøgelser, hvor hønen var radiomærket (Tabel 2).

Ræven var den vigtigste prædator i rugeperioden, idet 24,5% af den samlede prædation i PNRS-materialet var ræveprædation på reder og 13,3% var ræveprædation på rugende høner. Rævens prædation i telemetriundersøgelsen var af samme størrelsesorden, idet ræveprædationen på såvel reder (æg) som rugende høner udgjorde 15,6% af den samlede prædation. Til sammenligning stod kragefuglene for 13,3% af prædationen i PNRS-materialet og 18,7% i telemetriundersøgelsen, men det var udelukkende i form af prædation på reder. Kragefuglene plyndrede relativt tre gange så mange reder i æglægningsperioden (12,5% af alle reder) som i rugeperioden (3,7%). Disse resultater er helt i overensstemmelse med Erlinge *et al.*'s (1984a) data på prædation på fasanreder fra rovdyr-byttedyr-undersøgelsen i Skåne. I æglægningsperioden stod krage og grævling her for henholdsvis 70% og 10% af redeprædationen, mens de i rugeperioden stod for henholdsvis 18% og 20%. Forklaringen er sandsynligvis, at reden er vanskeligere at opdage i rugeperioden, hvor hønen ligger på reden, og hvor dækningen oftest vil være tættere. Hverken krage eller husskade blev set gøre forsøg på at skræmme eller jage en rugende høne af reden.

Der var signifikant forskel på redernes overlevelsesrate i PNRS-materialet og i telemetriundersøgelsen, hvor det samlede tab af reder i rugeperioden var henholdsvis 35% og 61%. Forklaringen på denne

forskel er sandsynligvis, at PNRS-materialet blev indsamlet på godser, hvor der var en aktiv gamekeeper, mens telemetriundersøgelsen blev udført i et område, hvor der ikke var en gamekeeper. Reguleringen af prædatorerne ser således ud til at kunne forøge fasanrederne, dvs. æggenes, overlevelseschance såvel i æglægningsperioden som i rugeperioden.

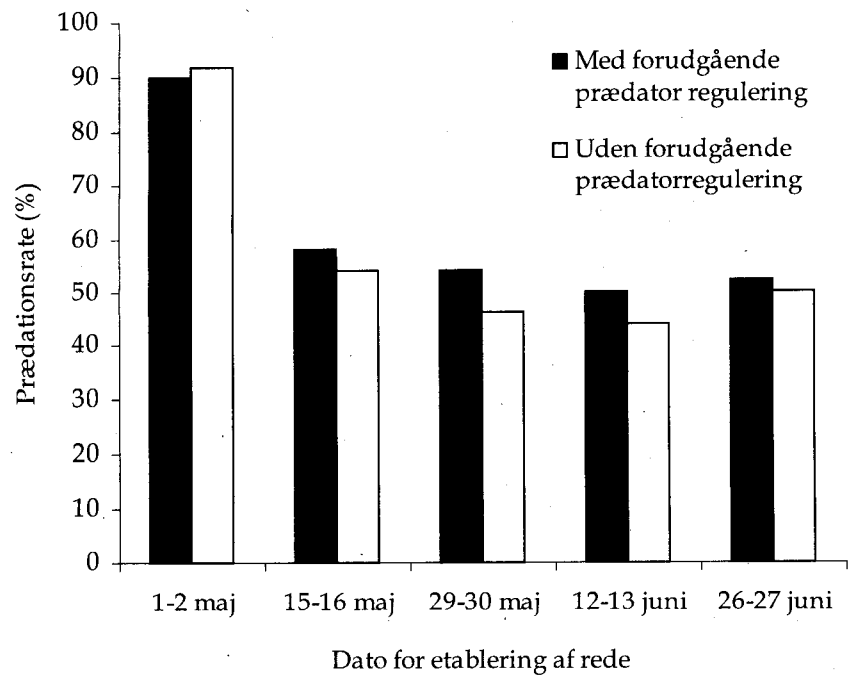
Chesness *et al.* (1968) gennemførte først i 1960'erne et eksperiment, hvor de undersøgte prædationens indflydelse på fasaners ynglesucces i to forsøgsområder i et landbrugslandskab i Minnesota, USA. Undersøgelsen blev udført som et 'predator removal'-eksperiment ligesom Game Conservancys undersøgelser af prædationens indflydelse på agerhønsens ynglesucces (Tapper *et al.* 1996), men uden den fase, hvor der blev byttet om på reguleringsområde og kontrolområde.

Reguleringsindsatsen startede midt i april i årene 1960-1962 og varede ved i henholdsvis 40, 83 og 109 dage, dvs. med stigende intensitet. I løbet af de tre forsøgsår blev der i alt fjernet 434 prædatorer fra 'reguleringsområdet' (1.036 ha), mens der ikke blev foretaget nogen form for regulering i 'kontrolområdet' (1.651 ha). Gennem forsøgsperioden yngede der 12-19 fasanhøner pr. 100 ha i begge områder. De vigtigste prædatorer var stribet stinkdyr (*Mephitis mephitis*), plettet stinkdyr (*Spilogale putorius*), vaskebjørn (*Procyon lotor*) og amerikansk krage (*Corvus brachyrhynchos*).

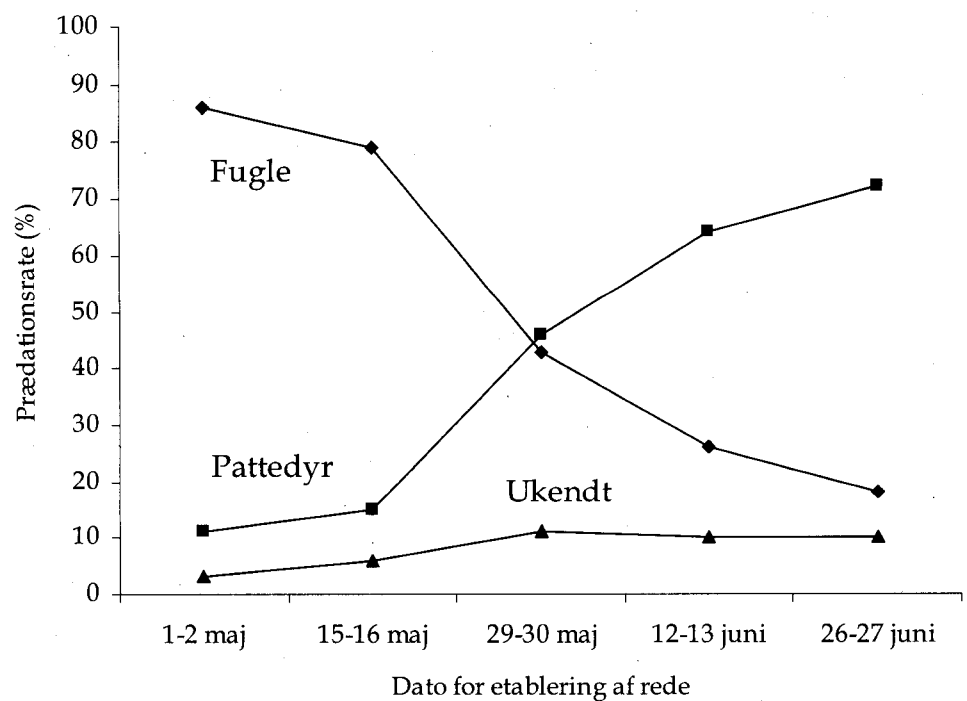
Reguleringen af prædatorerne havde stor indflydelse på såvel klækningsrate som prædationsrate i reguleringsområdet i de tre forsøgsår. Klækningsraten steg fra 29,2% til 47,5% i reguleringsområdet, mens den varierede mellem 23,1% og 29,1% i kontrolområdet. Samtidig faldt prædationsraten fra 29,2% til 18,0% i reguleringsområdet, mens den kun varierede ganske lidt omkring et gennemsnit på 44,4% i kontrolområdet. Prædatorreguleringen havde dog ingen indflydelse på tætheden af ynglende fasanhøner.

Prædatorreguleringen gennem årene 1960-1962 satte sig ikke vedvarende spor i prædationstrykket. I 1963 blev der som kontrolforsøg gennemført en undersøgelse af prædationen på 500 kunstige fasanreder. I alt blev 61% af rederne i det tidligere reguleringsområde plyndret af prædatorer og 57% i kontrolområdet.

Undersøgelsen af prædationsraten på de kunstige reder gav også nogle detaljerede oplysninger om den tidsmæssige udvikling i prædationstrykket gennem ynglesæsonen. Prædationsraten - opgjort fire uger efter etablering af de kunstige reder - var størst for reder, der blev etableret i begyndelsen af ynglesæsonen (90-92%), hvorefter den faldt til et niveau omkring 50% (Fig. 11). Der var ingen forskel på prædationsniveauet i kontrolområdet og det tidligere reguleringsområde. Prædation fra fugle, næsten udelukkende krager, var relativt størst i begyndelsen af ynglesæsonen og mindst i slutningen, mens pattedyrprædationen udviklede sig modsat (Fig. 12).



Figur 11. Prædationsrate på kunstige fasanreder i forhold til tidspunkt for etablering af rederne. Prædationen er opgjort det første år efter prædatorreguleringens ophør i et område med regulering og i et kontrolområde uden regulering (Minnesota, USA). Prædationsraten blev opgjort fire uger efter etablering af rederne. Efter Chesness *et al.* (1968).



Figur 12. Forskellige prædatorgruppers andel af den samlede prædation på kunstige fasanreder i forhold til tidspunkt på sæsonen (Minnesota, USA). Efter Chesness *et al.* (1968).

Kyllingernes overlevelse er en vigtig, men dårligt undersøgt komponent i fasanens populationsdynamik (Warner *et al.* 1984, Hill 1985b, Hill & Robertson 1988). Der er stor variation i kyllingernes overlevelsesrate (Gates & Hale 1975, Farris *et al.* 1977, Hill & Robertson 1988), og størstedelen af dødeligheden indtræffer i de to første uger efter klækningen (Hill 1985b, Meyers *et al.* 1988).

Implantering af radiosendere i daggamle kyllinger (Ewing *et al.* 1994, Korschgen *et al.* 1996) har nu gjort det muligt at undersøge overlevelse og dødelighedsfaktorer med større sikkerhed end tidligere, hvor man baserede sig på visuelle observationer. Riley *et al.* (1998) har benyttet den nye teknik til at undersøge fasankyllingers overlevelse i den kritiske periode umiddelbart efter klækningen. Undersøgelsen blev udført i to landbrugsområder i Iowa, USA, hvor den væsentligste forskel med hensyn til arealudnyttelse var andelen af areal med græs m/u udlæg, ca. 25% i det ene område og under 10% i det andet.

Den gennemsnitlige størrelse af første kuld var 12,3. Ved mærkningen blev tre kyllinger fra hvert kuld forsynet med radiosender. Kyllingernes overlevelsesrate i de første 28 dage efter klækningen var 37-46%. Den største del af dødeligheden (i gennemsnit 85%, varierende mellem 73% og 98%) skyldtes prædation fra pattedyr. De vigtigste prædatorer var lækat, ræv og mink i nævnte rækkefølge. I 13 ud af 109 kuld blev mere end én af de radiomærkede kyllinger i kullet taget af rovdyr på den samme dag. Mårdyrene dræbte i reglen mere end én kylling ad gangen, og der blev ofte fundet to eller flere umærkede kyllinger sammen med de dræbte, radiomærkede kyllinger. I et tilfælde dræbte en lækat ni kyllinger fra samme kuld, heraf de tre radiomærkede.

Riley *et al.* (1998) nævner ikke kragefugle og rovfugle i forbindelse med prædationen. Den resterende dødelighed (2-27%) blev tilskrevet dårligt vejr, dvs. nedbør og lave temperaturer, som betød sult på grund af nedsat produktion af føde, især leddy.

Fasanhønenes kondition og æggenes kvalitet har også stor betydning for kyllingernes overlevelschance, idet mortalitetsraten steg 2,3% for hver dag efter den gennemsnitlige klækningsdato (median-datoen), kyllingerne blev udklækket, og den faldt 10% for hvert gram kyllingen vejede over gennemsnitsvægten ved klækningen (Riley *et al.* 1998).

Riley *et al.* (1998) hævder endvidere, at andelen af høner, der lægger om, helst skal være så lav som mulig, dels fordi sene kuld er mindre end tidlige, dels fordi kyllingerne i de sene kuld har en lavere gennemsnitsvægt og en dårligere overlevelse. Dette er i modstrid med Hill & Robertson (1988), der fremlægger et materiale fra England, hvor der ikke er forskel på størrelsen af første og andet kuld.

Endelig konkluderer Riley *et al.* (1998), at dækningen spiller en stor rolle for fasanens ynglesucces, idet fasankuld i landskaber med 25% dækning af græs klækkes tidligere, vejer mere og overlever bedre end kuld fra landskaber med 10% græsdækning.

Med hensyn til de subadulte og adulte fasaner (voksne fasaner og kyllinger over 12 uger) blev det beregnet, at prædatorerne tog 58% om efteråret i Revinge-området i Skåne (Erlinge *et al.* 1984a). Til sammenligning stod jægerne og trafikken for henholdsvis 23% og 12% af den årlige dødelighed. Ræven stod for ca. to tredjedele af prædationen, mens kat og duehøg stod for det meste af resten.

Dødelighed og dødsårsager hos opdrættede, udsatte fasaner vil ikke blive behandlet i denne rapport, da krager og husskader ikke spiller nogen rolle i denne forbindelse.

3.1.5 Småfugle

Redeprædation er - som nævnt ovenfor - også for småfugle et meget hyppigt forekommende fænomen, og der er ingen tvivl om, at krage og husskade er blandt de vigtigste redeprædatorer (Coté & Sutherland 1995). Der er imidlertid kun i ganske få tilfælde gjort forsøg på at undersøge den bestandsmæssige betydning af prædationen på kortere og længere sigt.

Gooch *et al.* (1991) har undersøgt, om der samtidig med den generelle stigning i husskadebestanden i England i perioden 1966-1986 er sket en nedgang i ynglesucces og bestandstæthed hos 11 almindeligt forekommende arter af sangfugle. Hvis husskaden skulle have en negativ indflydelse på disse sangfugle, var det Gooch *et al.*'s hypotese, at der kunne forventes følgende: a) redeprædationsraten skulle stige ved stigende tætheder af husskade, b) redeprædationsraten skulle være højest ved de højeste husskadetætheder, c) ændringer i tætheden af ynglende sangfugle skulle udvikle sig i modsat retning af ændringer i tætheden af husskader og d) ændringer i den totale tæthed af sangfugle skulle udvikle sig i modsat retning af ændringer i tætheden af husskader.

Gooch *et al.* (1991) kunne ikke få bekræftet nogen af de fremsatte hypoteser og kunne således ikke finde bevis for, at ændringer i de udvalgte sangfugles ynglesucces og bestandstætheder kunne relateres til ændringer i husskadens tæthed. De konkluderede derfor, at husskaden - stik imod den almindelige opfattelse - ikke har nogen påviselig effekt på sangfuglenes ynglesucces i skov- og landbrugsområder i England.

Situationen ser dog ud til at kunne være anderledes i bymæssige områder. Fx fandt Groom (1993), at tætheden af ynglende solsorte i et parkområde i Manchester, England, var lavere end i andre bymæssige områder, og samtidig var husskadetætheden højere end andre steder. Mere end 95% af yngleforsøgene mislykkedes, dvs. der kom flyvefærdige unger fra mindre end 5% af solsorterederne. Den konkrete årsag til, at yngleforsøgene mislykkedes, kunne kun erkendes for en mindre del af rederne. I de fleste af de tilfælde, hvor årsagen var kendt, var der tale om prædation og overvejende husskadeprædation. Groom (1993) mener, at det pågældende parkområde kan være et eksempel på en 'population sink' for solsort, dvs. et område

hvor den lokale bestand har så lav en ynglesucces, at bestandens fortsatte eksistens afhænger af immigration fra andre områder.

Birkhead (1991) finder det i øvrigt sandsynligt, at den værste prædator for solsorte i bymæssige områder er katte. Det kan dog ikke forklare de usædvanligt høje redeprædationsrater i Groom's (1993) undersøgelse, idet de fleste reder blev ødelagt/plyndret, før æggene blev klækket, og katte er kun i få tilfælde påvist at være ægrøvere.

Kooiker (1994) kom derimod til samme konklusion som Gooch *et al.* (1991) efter at have undersøgt bestandsudviklingen for husskade og 21 andre fuglearter i et område på 23,6 km² i Osnabrück, Tyskland, i perioden 1984-1993. I undersøgelsesperioden steg antallet af ynglende husskadepar fra 60 til 228, en stigning på 280%. I samme periode blev der i det samme område konstateret en stigning på 40% i det samlede antal ynglepar af 21 arter af sangfugle, inkl. ringdue. Hvis der ses bort fra ringduen, som gik mest frem, så var fremgangen for de resterende 20 arter på 19%. Blandt de 18 arter, som ynglede i området hvert år, var der signifikant fremgang for rødhals (*Erithacus rubecula*), gærdesmutte (*Troglodytes troglodytes*), dompap (*Pyrrhula pyrrhula*), solsort (*Turdus merula*), ringdue (*Columba palumbus*) og spætmejse (*Sitta europaea*), mens der kun var tilbagegang for bogfinke (*Fringilla coelebs*) og grønirisk (*Carduelis chloris*). Tilbagegangen for disse to arter kunne dog ikke med sikkerhed tilskrives husskadens redeprædation. Kooiker (1994) konkluderede, at det såkaldte 'husskade-sangfugle-problem' ikke er et økologisk problem, men snarere et psykologisk og pædagogisk problem.

Den generelle udvikling i Danmark ser ud til at ligne udviklingen i Osnabrück, idet DOFs punkttællingsindeks viser en stærk fremgang for husskade i bymæssige områder samtidig med fremgang for en række karakteristiske byfuglearter, bl.a. solsort og grønirisk (Jacobsen 1997).

3.2 Regulering af krage- og husskadebestande

3.2.1 Naturlig bestandsregulering

Som beskrevet side 4 har landskabets udformning og arealudnyttelsen grundlæggende en stor betydning for forekomst og fordeling af krager og husskader i et område og dermed for det prædationstryk, de udøver på byttedyrene. Men de to arters inter- og intraspecifikke relationer spiller også en stor rolle.

Hos både krage og husskade er bestanden delt op i to 'segmenter': Territoriehævdende fugle, som lever parvis i territorier, og flokfugle, som lever i mere eller mindre faste flokke. Flokkene består dels af unge, endnu ikke kønsmodne individer, dels af ældre kønsmodne individer, hvoraf nogle kan være udparrede, men har ikke været i stand til at tilkæmpe sig et territorium. Hos husskader kan flokfuglenes fælles aktivitetsområde helt eller delvis overlape flere yngle-

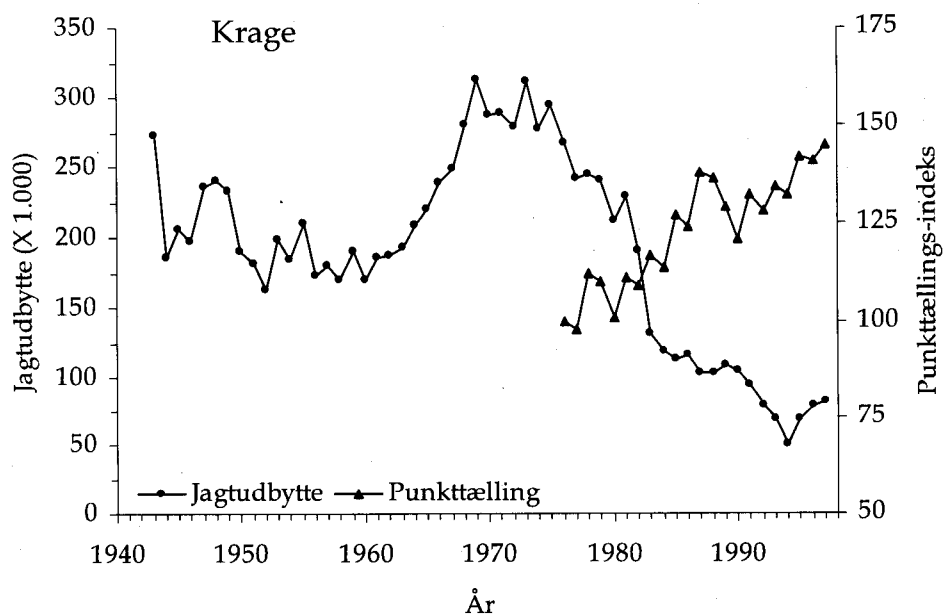
territorier, men hos krage er de to bestandssegmenter fuldstændig adskilte (Birkhead 1991, Loman 1985). Tætheden af ynglefugle i et område vil derfor afhænge af, hvor mange yngleterritorier der er plads til. Det vil bl.a. afhænge af mængden og fordelingen af føde i området, forekomsten af brugbare redetræer og intensiteten af prædation, jagt og anden forfølgelse. Mængden af flokfugle, som nemt kan overstige mængden af ynglefugle, afhænger af nettobestandsoverskuddet fra ynglebestanden og af fødetilgangen i området.

Prædation på de ynglende krages og husskaders æg og unger er i meget høj grad bestemmende for ynglesuccessen. Prædationen udøves ofte af andre kragefugle, især krager (Wittenberg 1968, Yom-Tov 1974, Bayens 1981).

3.2.2 Regulering ved jagt og bekæmpelse

Jagtudbytte og bestandsudvikling

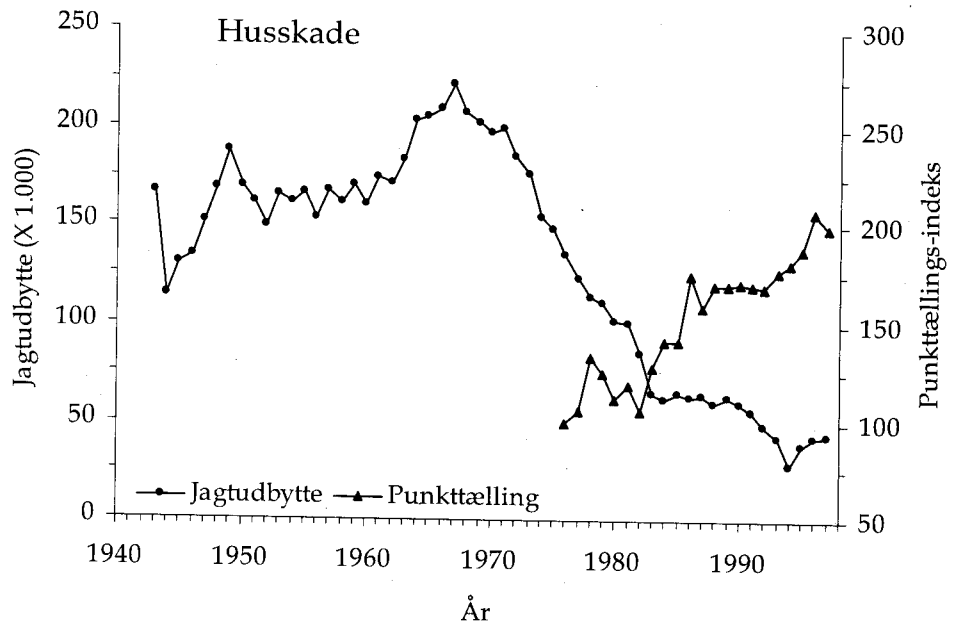
Det årlige jagtudbytte af krager lå i 1940'erne og 1950'erne omkring 200.000 (Fig. 13). Derefter steg udbyttet brat til omkring 300.000 i 1970. Siden er udbyttet faldet stærkt til under 100.000. I de seneste år er udbyttet af krage igen begyndt at stige. Fig. 13 viser endvidere DOFs punkttællingsindeks for ynglebestanden af krage i perioden 1976-1997.



Figur 13. Jagtudbyttet af krage i Danmark i perioden 1943-1997. I figuren er endvidere vist DOFs punkttællingsindeks for ynglebestanden af krage i perioden 1976-1997 (basisår 1976 = 100; efter Jacobsen 1998).

Udviklingen i det årlige jagtudbytte af husskader har været meget lig udviklingen hos krage. Efter at have ligget ret konstant på et niveau omkring 150.000 gennem 1940'erne og 1950'erne steg udbyttet til knap 225.000 sidst i 1960'erne (Fig. 14). Derefter faldt udbyttet kraf-

tigt til under 70.000 først i 1980'erne, og efter en stabilisering frem mod slutningen af 1980'erne faldt udbyttet yderligere til under 50.000. Også udbyttet af husskade har været stigende gennem de seneste år. Fig. 14 viser endvidere DOFs punkttællingsindeks for ynglebestanden af husskade i perioden 1976-1997.



Figur 14. Jagtudbyttet af husskade i Danmark i perioden 1943-1997. I figuren er endvidere vist DOFs punkttællingsindeks for ynglebestanden af husskade i perioden 1976-1997 (basisår 1976 = 100; efter Jacobsen 1998).

I modsætning til andre vildtarter, der nedlægges i store antal, er ændringer i jagtudbyttet af krager og husskader en dårlig indikator for ændringer i bestandenes størrelse gennem tiden (Asferg & Prang 1997). Gennem de seneste 15-20 år har udbyttet udviklet sig i modsat retning af ynglebestandene, idet der her har været en stigning for både krage og husskade (Fig. 13 og 14, Jacobsen 1998). Ud over det dalende jagttryk begrundes Petersen & Jacobsen (1997) stigningen med de to arters opportunistiske levevis, som gør dem i stand til at udnytte nye fødekilder i menneskeskabte biotoper. Derudover kan de have haft fordel af de milde vintre sidst i 1980-erne. I en modelering af bestandsudviklingen hos krage og husskade i forhold til en række mulige faktorer fandt Petersen & Jacobsen (1997), at de vigtigste faktorer var vejrforholdene, jagttrykket, mængden af småbiotoper og arealanvendelsen (afgrødevalg).

Reguleringseksperimenter

Selvom der er en lang tradition for jagt på 'nyttvildtets' prædatorer, er der i litteraturen kun få eksempler på undersøgelser, som har forsøgt at måle, hvor stor en jagt- og reguleringsindsats, der er nødvendig for at reducere en prædatorbestand.

I forbindelse med en undersøgelse af kragers indflydelse på andre fugles yngletæthed og -succes gennemførte Slagsvold (1978) i årene

1975-1977 et forsøg på at bekæmpe ynglende krager i en rødgranskov på 55 ha ved Bratsberg i nærheden af Trondheim, Norge. Skoven var delvis omgivet af åbne landbrugs- og græsningsarealer.

Kragerne blev især bekæmpet ved beskydning, oftest fra solopgang og ved hjælp af udstoppet ugle og ræv. Beskydningen blev suppleret med nedrivning af reder (i alt 20) og prikning af æg. Endelig blev der i det sidste forsøgsår (1977) sat 80 kunstige 'småfuglereder' op i træerne i 1,5 m's højde, hver indeholdende et dværghønsæg, der var præpareret med et sovemiddel (alpha-chloralose).

Der blev kun fundet få forgiftede krager, hvilket tages som en indikation af, at den observerede bestandsnedgang hovedsageligt skete som følge af beskydningen. Beskydningen fandt sted i månederne januar-maj. De fleste krager (82%) blev skudt i april-maj, hvor også hovedparten af jagtindsatsen blev lagt (78% af tiden). I årene 1975-1977 blev der i alt skudt 130 krager, svarende til et gennemsnit på 0,8 krage pr. ha pr. år. Der blev gennemført 97 jagter, og der blev således nedlagt gennemsnitligt 1,3 krage pr. jagt. Der blev i alt brugt 469 mandetimer på jagterne, hvilket betyder, at der i gennemsnit var et tidsforbrug på 3,6 timer pr. nedlagt krage.

Bekæmpelsen reducerede antallet af territorier i undersøgelsesområdet med 80%, fra 17 i 1973-74 til 4 i 1977. Tætheden på 17 territorier pr. 55 ha svarer til 31 territorier pr. km² eller 3,2 ha pr. territorium. For at reducere antallet af ynglekrager fra 34 til 8 skulle der således fjernes mindst 130 krager, svarende til 5 fugle for hver af de 'oprindelige' ynglefugle. De nedlagte krager har naturligvis ikke blot været ynglefugle fra selve undersøgelsesområdet, men også såvel ynglefugle som (ikke-ynglende) flokfugle fra de omkringliggende områder, som er stimlet sammen omkring den udstoppede ugle og ræv. Antallet af flokkrager i de umiddelbart omkringliggende områder var ca. 40 i 1973 og 30 i 1977.

Bekæmpelsen havde kun effekt så længe den stod på. I maj 1978 - altså den første ynglesæson efter bekæmpelsen var ophørt - var antallet af ynglende krager således vokset til næsten det dobbelte, men var dog stadig under niveauet forud for bekæmpelsen.

Selv med en bekæmpelseskampagne af den beskrevne intensitet var det altså ikke muligt helt at forhindre kragerne i at yngle i det relativt lille forsøgsområde (55 ha). Reduktionen så dog ud til at have påvirket antallet af flokkrager i de omkringliggende områder, som tilsyneladende var mere afhængige af produktionen i forsøgsområdet end af immigration af ikke-ynglende krager andre steder fra. Reduktionen af kragebestanden - og dermed reduktionen af risikoen for redeprædation - havde i øvrigt også en mærkbar effekt på såvel antal som tæthed og fordeling af andre fuglearter i området (Slagsvold 1980).

Parker (1985) konkluderede, at det er muligt at regulere en lokal kragebestand uden at påvirke ynglebestanden i tilstødende områder. Parkers undersøgelse fandt sted på Karlsøy, en lille ø (7,1 km²) beliggende 10 km fra fastlandet i en øgruppe ud for den nordnorske kyst. Karlsøy er en aflang ø, som deles i to næsten lige store dele af et

bælte af hedevegetation. Den ene del af øen blev brugt som forsøgsområde, hvor ynglekragerne i en fireårig periode blev fjernet (beskydning og udlægning af alpha-chloralose-præparerede hønseæg i maj og juli) umiddelbart efter etablering af territorier og æglægning. Den anden del af øen blev benyttet som kontrolområde, og her blev der ikke foretaget nogen form for regulering.

Gennem forsøgsperioden faldt antallet af ynglende kragepar i forsøgsområdet: 7 i 1978, 3 i 1979, 2 i 1980 og 0 i 1981. Ynglebestanden i kontrolområdet var på 6 par i 1978 og 1979 og 7 par i 1980 og 1981. Antallet af flokkrager på øen faldt fra 26 i 1978 til 7 i 1981, hvilket - i hvert fald delvis - tilskrives reguleringen, idet nogle af disse fugle forsøgte at etablere sig i de tomme territorier allerede i maj-juli. Ynglekragerne i kontrolområdet fik i alt 50 unger på vingerne i forsøgsperioden, men kun 10% vendte tilbage fra overvintringsområdet efter den første vinter, så rekrutteringen af lokalt producerede fugle var meget lav og tilsyneladende ikke stor nok til at dække underskuddet i forsøgsområdet.

Hvis et ynglende kragepar fjernes fra deres territorium, kan territoriet fortsætte som yngleterritorium, hvis naboparret udvider sit territorium, eller hvis det overtages af et par flokkrager, som skifter 'status' fra flokkrager til ynglekrager. Det er i høj grad muligt, da der blandt flokkragerne kan være kønsmodne, udparrede fugle. Et ledigt territorium kan imidlertid også blive inddraget i flokkragerens område. Det sidste kan måske resultere i en forøgelse af prædationstrykket, da der pludselig vil være en flok i stedet for et par til at søge føde i området.

Der var ikke i Slagsvolds (1978) undersøgelse noget, der tydede på, at territorier, der bliver ledige, fordi yngleparret fjernes, bliver overtaget af flokkrager. Det var derimod i en undersøgelse, som Göransson & Loman (1982) gennemførte i Revinge-området i Skåne, Sverige, i 1977 og 1978. Et sammenhængende areal på i alt 180 ha blev opdelt i et forsøgsområde og et kontrolområde. Forsøgsområdet i 1977 var kontrolområde i 1978 og vice versa. I 1977 var der tre ynglepar i forsøgsområdet og tre par i kontrolområdet. I 1978 var der tre ynglende og ét ikke-ynglende par i forsøgsområdet og to ynglende og ét ikke-ynglende par i kontrolområdet. Prædationstrykket i de to delområder blev målt som prædationsraten på hønseæg udlagt i kunstige reder.

I begge forsøgsår blev hunnerne i de tre ynglende kragepar i forsøgsområdet fjernet i begyndelsen af maj, dvs. umiddelbart før klækningen af æggene. Efter fjernelsen af hunnerne begyndte flokkragerne fra de tilstødende områder at udnytte territorierne. Derimod blev der ikke observeret flokkrager i kontrolområdet, hvor yngleparrene var intakte. Mindst tre af de 'efterladte' hanner fik en ny mage i løbet af de tre første uger efter fjernelsen af hunnen, men ingen af de ny-etablerede par nåede at yngle inden for den samme sæson.

Prædationsraten på de kunstige reder var i begge år lavere i forsøgsområdet end i kontrolområdet (42% mod 51% i 1977 og 45% mod 54% i 1978), men forskellen var ikke statistisk signifikant. Göransson & Loman (1982) fremfører, at flokkrager måske er mindre effektive

redeprædatorer end et ynglepar, der 'kender' territoriet bedre. I 1977 blev der observeret otte fasankuld i begge områder, hvilket var på linje med situationen i 1973, hvor der blev foretaget en tilsvarende registrering af fasankuld. Tilsyneladende var der således heller ingen forskel på fasanernes ynglesucces i de to områder.

Göransson & Loman (1982) fremsætter to forslag til forklaring af, at yngleterritoriet forsvares mindre effektivt, når hunnen fjernes fra et ynglepar. Flokkrager er ifølge Wittenberg (1968) de vigtigste prædatorer på artsfællernes æg, men når der ikke er æg eller unger, er der ingen 'gevinst' ved at opretholde forsvaret af territoriet. Desuden kan den 'efterladte' han måske finde en ny mage blandt de indtrængende flokkrager og dermed undgå at forlade territoriet og på den måde risikere, at det overtages af et andet par.

Göransson & Loman (1982) nævner ikke den mulighed, at hannen måske ikke er i stand til at forsvare territoriet alene (Charles 1972, Bossema & Benus 1985).

Med hensyn til tidspunkt for regulering af krager og husskader anbefaler Tapper *et al.* (1996) på grundlag af erfaringerne fra 'Salisbury Plain'-eksperimentet, at reguleringen først påbegyndes i marts, så ynglefuglene kan nå at etablere territorier og dermed holde deres floklevende artsfæller ude.

Alternativer til regulering

Gennem de seneste årtier har der blandt den almene befolkning i mange lande været en stigende opmærksomhed omkring naturforvaltning, herunder også 'behovet' for regulering af prædatorer og de metoder, der anvendes ved reguleringen. Det har givet anledning til overvejelser og eksperimenter for at udvikle nye, ikke-dræbende metoder, fx 'betinget smags-aversion' (conditioned taste aversion) og afledning af prædatorer ved fodring (se review i Reynolds & Tapper 1996).

Betinget smags-aversion er en metode, der udnytter prædatorernes evne til at lære at undgå fødeemner, som gør dem syge. Denne evne kan udnyttes til at give rovdyrene aversion mod bestemte fødeemner, selv emner som normalt står højt på menukortet. Metoden har måske et vist potentiale med hensyn til krager og husskader i forhold til ægprædation. Dimmick & Nicolaus (1990) udlagde i et eksperiment grønne (farvede) og hvide æg for amerikanske krager. En del af de grønne æg var imprægneret med et smagsløst, ikke-dødeligt, men sygdomsfremkaldende stof (landrin). Efter en indlæringsperiode på 23 dage, hvor kragerne fik tilbudt grønne og hvide æg, undlod de fleste af kragerne at æde grønne æg, mens de fortsat tog de hvide. Det vides ikke, hvor længe kragerne beholdt aversionen, men den kunne i hvert fald påvises året efter indlæringen. Selvom der er visse lovende perspektiver ved denne metode, er den dog næppe ubetinget acceptabel i enhver henseende. Det samme må siges om andre alternativer, men det er et felt, hvor der til stadighed sker en udvikling. Fx har Smedshaug & Sonerud (1997) fremlagt forslag til et projekt, som skal undersøge, om udlægning af slagteaffald i forårsperioden vil

reducere det prædationstryk, som mindre prædatorer, bl.a. krager, udøver på småvildtet.

4 Diskussion

4.1 Kan prædationen begrænses ved at regulere rovvildtet?

Prædation på det jagtbare småvildt ser ud til - i hvert fald i nogen udstrækning og i nogle situationer - at kunne forhindres ved målrettet, intensiv begrænsning af rovvildt, herunder krager og huskader.

Effekten af at regulere rovvildt kommer klarest og stærkest til udtryk i de såkaldte 'predator removal'-eksperimenter, hvor der sker en væsentlig - undertiden op mod 100% - reduktion af en eller flere rovvildtarter i et område. Disse eksperimenter viser forholdsvis entydigt, at fjernelsen af prædatorerne har en kraftig, positiv effekt på yngle-successen for de arter, der ønskes beskyttet gennem rovvildtreduktionen (Fig. 1, Chessnes *et al.* 1968, Coté & Sutherland 1995, Tapper *et al.* 1996). Der er ikke bare en positiv effekt på byttedyrenes efterårsbestand, men også i mange tilfælde på forårsbestanden, dvs. ynglebestanden.

Der har ikke været udført 'predator removal'-eksperimenter i Danmark, men udbrud af rabies- og skab-epidemier i rævebestanden har som en form for 'naturlige eksperimenter' på samme måde vist sig at have en umiddelbar effekt på rævebestanden og efterfølgende på efterårsbestandene af hare, agerhøne og fasan (Strandgaard & Asferg 1980, Asferg 1997). I disse tilfælde er der ganske vist kun fjernet én prædator, men når effekten har været så kraftig, som den har, er det formentlig et tegn på, at ræven generelt er den vigtigste prædator på disse småvildtarter i Danmark. I Sverige er der set en lignende effekt af skab i rævebestanden (Lindström *et al.* 1994). I en undersøgelse af prædationens indflydelse på fasantætheden i South Dakota, USA, hvor der findes flere arter af mellemstore rovdyr (amerikansk rødrev (*Vulpes fulva*), vaskebjørn, amerikansk grævling *Taxidea taxus*, stribet stinkdyr og plettet stinkdyr) resulterede ensidig bekæmpelse af ræv kun i en ubetydelig fremgang for fasanerne, mens en bekæmpelse af alle de nævnte rovdyr resulterede i en stigning i fasantætheden, som var seks gange større end stigningen i samme periode i områder uden rovdyrbekæmpelse (Trautman *et al.* 1974).

Det er således dokumenteret, at der kan opnås en effekt gennem en målrettet rovvildtbegrænsning, men indsatsen skal både være intensiv og vedvarende. Det er en generel erfaring, at prædatorerne vil genetablere sig og genopbygge bestande i tidligere reguleringsområder allerede i det første år efter reguleringens ophør (Chessnes *et al.* 1968, Slagsvold 1978, Strandgaard & Asferg 1980).

Game Conservancy har i de seneste år udviklet en strategi, hvor der ikke længere sættes på 'rovvildtbegrænsning', men på 'prædationsbegrænsning' (Tapper *et al.* 1996). Forskellen i forhold til tidligere er, at målet med indsatsen mod rovvildtet ikke længere er at udrydde eller at opnå en varig, generel reduktion af prædatorbestandene,

men specifikt at formindske prædationen i den mest kritiske periode for byttedyrene, dvs. yngletiden. Ifølge Tapper *et al.* (1996) er det vigtigt at fortsætte reguleringen til og med juli for at holde prædationstrykket så lavt som muligt i hele den kritiske periode for hare, agerhøne og fasan. Derimod er der ingen grund til at fortsætte reguleringen efter yngleperioden, da prædationen i den øvrige del af året beskrives som ubetydelig og i hvert fald ikke af et omfang, som kan retfærdiggøre nogen form for regulering. Heller ikke selv om det betyder, at prædatorerne får mulighed for at genopbygge deres bestande i løbet af sensommeren og efteråret. Det vil i øvrigt også være særdeles ressourcekrævende at opretholde reguleringen uden for ynglesæsonen. Omvendt vil en regulering, der er begrænset til vintermånederne, ikke have nogen effekt på prædationstrykket i ynglesæsonen.

4.2 Spiller krage- og husskadeprædationen nogen rolle?

'Predator removal'-eksperimenter har sandsynliggjort, at kragers og husskaders prædation har en effekt på efterårsbestanden af småvildt. De fleste prædationsundersøgelser viser, at krager og husskader især har en effekt som redeprædatorer, hvilket ikke mindst er mærkbart for agerhøns og fasaner i æglægningsfasen (Fig. 6, 9, 11 og 12, Potts 1986, Chesness *et al.* 1968).

Kragers og husskaders andel af den samlede prædation på småvildt og småfugle er desværre kun opgjort specifikt i ganske få undersøgelser. Fx er enkelte rovvildtarters andel af prædationen på harekillinger kun undtagelsesvis kvantificeret, men i Hansen's (upubl.) undersøgelse var krager skyld i mindst 13% af killingernes dødelighed, måske op mod det dobbelte, hvis alle killingerne i gruppen, som blot forsvandt, blev taget af krager (Tabel 1). Kragens fremtrædende rolle i denne undersøgelse skyldes naturligvis, at den normalt vigtigste småvildtprædator, ræven (Reynolds & Tapper 1995a, 1995b), var udelukket fra forsøgsområderne.

4.3 Kan krage- og husskadebestande begrænses ved jagt og regulering?

Udover at sandsynliggøre, at krage- og husskadeprædationen har betydning for efterårsbestanden af småvildt, så har 'predator removal'-eksperimenter også vist, at det er muligt at reducere krage- og husskadebestande ved målrettet, intensiv jagt og regulering (fx Slagsvold 1978).

Med den nuværende, danske lovgivning må det imidlertid anses for udelukket, at der her i landet vil kunne gennemføres jagt og regule-

ring, der er tilstrækkelig intensiv og vedvarende til at kunne reducere kragerne og husskadernes generelle bestandsniveau, endsige påvirke størrelsen af lokale ynglebestande. Der vil naturligvis kunne nedlægges nogle ynglefugle inden jagt- og reguleringsperioden ophører med udgangen af februar, men der vil efter al sandsynlighed være tilstrækkeligt med kønsmodne, udparrede fugle i bestandene til at besætte de fleste ledige yngleterritorier.

Men hvad så, hvis reguleringsbestemmelserne, som de var forud for jagtlovsændringen i 1994, blev genindført? Det ville tilnærmelsesvis give danske jægere mulighed for at gennemføre en 'prædationsbegrænsning', som den der blev benyttet ved Game Conservancy's seneste undersøgelser, hvor der skete en målrettet, intensiv begrænsning af en række prædatorer i forårsperioden, bl.a. ved brug af Larsen-fælder (Tapper *et al.* 1996).

Det er ikke sikkert, at udvidede muligheder for at jage og regulere krager og husskader i sig selv vil være tilstrækkeligt til at reducere det samlede prædationstryk så meget, at det vil udmønte sig i større jagtudbytter af harer, agerhøns og fasaner. Mulighederne vil formentlig kunne udnyttes på lokalt plan, fx i jagtforeningsregi eller på større revirer, men det er ikke sandsynligt, at der til stadighed vil blive arbejdet tilstrækkelig intensivt til, at der vil kunne opnås en generel reduktion af krage- og husskadebestandene i større områder.

I forbindelse med en diskussion om jagt- og reguleringsperiodens længde og placering vil det endvidere være relevant at påpege, at ynglebestandene af krage og husskade er steget væsentligt gennem de sidste par årtier, dvs. også i perioden forud for 1994, hvor det var muligt at regulere krager og husskader året rundt (Fig. 13 og 14).

Endelig er det vigtigt at være opmærksom på, at samspillet mellem forskellige prædatorer er særdeles dynamisk, og den fødemængde, der vil blive 'tilovers' ved en generel reduktion af krage- og husskadebestandene, vil med stor sandsynlighed blive udnyttet helt eller delvist af andre prædatorer i perioden forud for jægernes jagtsæson.

4.4 Hvad betyder arealanvendelsen og landskabets udformning?

Den ændring, der er sket i løbet af de seneste årtier i forholdet mellem småvildt- og rovvildtbestandene, er formentlig ikke kun et spørgsmål om en ændret 'balance' mellem rovvildtbegrænsning og prædationstryk, men også en følge af en grundlæggende ændring i arternes levevilkår i kraft af en ændring i landskabets bæreevne for de forskellige arter. Det danske landskab er generelt stærkt fragmenteret, og det påvirker bæreevnen positivt for både krager og husskader (Andrén 1992). Fragmenteringen er foregået over en meget lang periode, men måske har krager og husskader ikke kunnet udnytte bæreevnepotentialer på grund af hårdhændet forfølgelse, bl.a. ved hjælp af fosforpræparerede æg indtil sidst i 1960'erne. Det er

således muligt, at den bestandsfremgang, der er konstateret for krager og husskader siden midten af 1970'erne, i virkeligheden er fortsættelsen af en fremgang, der blev gjort mulig med forbudet mod at bruge gift som bekæmpelsesmiddel. Samtidig må det konstateres, at de seneste årtiers ændringer i landbrugsdriften og arealudnyttelsen generelt har sænket landskabernes bæreevne for småvildtet, ikke mindst hare, agerhøne og fasan.

Det er næppe sandsynligt, at de metoder, der eksperimenteres med i udlandet med henblik på at reducere prædationstrykket på småvildtet, fx ved at give rovvildtet afsmag for udvalgte småvildtarter og ved at fodre rovvildtet med slagteaffald i ynglesæsonen (Reynolds & Tapper 1996), vil blive praktisk anvendelige i større målestok. Derfor må den kommende forskningsindsats vedrørende rovdyr-byttedyrforhold nok i højere grad koncentrere sig om at udrede de biotop- og landskabsmæssige faktorer, der er afgørende for forskellige landskabstypers bæreevne for de respektive vildtarter.

En mere præcis viden og en større bevidsthed omkring disse forhold vil give et langt bedre grundlag for at vurdere, om der i det hele taget vil være praktiske og ressourcemæssige muligheder for at ændre på 'balancen' mellem rovdyr og byttedyr gennem målrettet forvaltning, lokalt såvel som nationalt. Desuden bør det nøje overvejes, om vi som samfund kan have en interesse i at foretage en sådan form for naturforvaltning. Emnet er kontroversielt, og det vil næppe være muligt at forene forskellige interessegruppers ønsker med hensyn til forvaltningen af krager og husskader, idet meningene her ved udgangen af det 20. århundrede ofte er lige så polariserede, som det var tilfældet for 100 år siden, jf. citaterne forrest i denne rapport (side 4).

5 Referencer

- Abildgård, F., Andersen, J. & Barndorff-Nielsen, O. (1972):* The hare population (*Lepus europaeus* Pallas) of Illumø Island, Denmark. A report on the analysis of the data from 1957-1970. - Danish Review of Game Biology 6 (5): 1-32.
- Andersen, J. (1957):* Studies in Danish hare populations. I. Population fluctuations. - Danish Review of Game Biology 3: 85-131.
- Andrén, H. (1992):* Corvid density and nest predation in relation to forest fragmentation: a landscape perspective. - Ecology 73: 794-804.
- Angelstam, P. (1986):* Predation on ground-nesting birds' nests in relation to predator densities and habitat edge. - Oikos 47: 365-373.
- Asferg, T. (1997):* Rævens betydning for andre vildtarter belyst ved ændringer i jagtudbyttet gennem en periode med ræveskab. - Rovviltforvaltning: problemer og udfordringer. Nordisk Jägersamvirke, Symposium 1997, Rapport nr. 4: 21-34.
- Asferg, T. & Prang, A. (1997):* Kragefuglejagt i Danmark. Reguleringen af krage, husskade, skovskade, råge og allike i sæsonen 1990/91 og jagtudbyttet i perioden 1943-1993. - Faglig rapport fra DMU, nr. 219, 58 pp.
- Baskett, T.S. (1941):* Production of pheasants in Northern Central Iowa in 1939. - Journal of Wildlife Management 5: 158-173.
- Baxter, W.L. & Wolfe, C.W. (1973):* Life history and ecology of the ring-necked pheasant in Nebraska. - Nebraska Game and Parks Commission Technical Publication 58.
- Bayens, G. (1981):* Magpie breeding success and carrion crow interference. - Ardea 67: 125-139.
- Birkhead, T. (1991):* The magpies. The ecology and behaviour of black-billed and yellow-billed magpies. - Poyser, London.
- Bossema, I. & Benus, R.F. (1985):* Territorial defence and intra-pair cooperation in the carrion crow (*Corvus corone*). - Behavioral Ecology and Sociobiology 16: 99-104.
- Charles, J. (1972):* Territorial behaviour and limitation of population size in the crow *Corvus corone* and *Corvus cornix*. - Unpublished PhD thesis, Aberdeen University.
- Chesness, R.A., Nelson, M.M. & Longley, W.H. (1968):* The effect of predator removal on pheasant reproductive success. - Journal of Wildlife Management 32: 683-697.

- Coté, I.M. & Sutherland, W.J. (1995): The scientific basis for predator control for bird conservation. - English Nature Research Reports, no. 144, 65 pp.
- Coté, I.M. & Sutherland, W.J. (1997): The effectiveness of removing predators to protect bird populations. - *Conservation Biology* 11: 395-405.
- Dimmick, C.R. & Nicolaus, L.K. (1990): Efficiency of conditioned aversion in reducing depredation by crows. - *Journal of Applied Ecology* 27: 200-209.
- Eis, S., Kanstrup, N. & Kramer, J. (red.) (1998): Den nye jæger. - Miljø- og Energiministeriet, Skov- og Naturstyrelsen og Danmarks Jægerforbund.
- Erlinge, S., Frylestam, B., Göransson, G., Högstedt, G., Liberg, O., Loman, J., Nilsson, I.N., von Schants, T. & Sylvé, M. (1984a): Predation on brown hare and ring-necked pheasant populations in southern Sweden. - *Holarctic Ecology* 7: 300-304.
- Erlinge, S., Göransson, G., Högstedt, G., Jansson, G., Liberg, O., Loman, J., Nilsson, I.N., von Schants, T. & Sylvé, M. (1984b): Can vertebrate predators regulate their prey? - *American Naturalist* 123: 125-133.
- Errington, P.L. (1946): Predation and vertebrate populations. - *Quarterly Review of Biology* 21: 221-245.
- Ewing, D.E., Clark, W.R. & Vohs, P.A. (1994): Evaluation of implanted radio transmitters in pheasant chicks. - *Journal of the Iowa Academy of Sciences* 101: 86-91.
- Farris, A.L., Klonglan, E.D. & Nomsen, R.C. (1977): The ring-necked pheasant in Iowa. - Iowa Conservation Commission, Des Moines, Iowa, USA.
- Frylestam, B. (1979): Structure, size, and dynamics of three European hare populations in southern Sweden. - *Acta Theriologica* 23: 449-464.
- Frylestam, B. (1980): Reproduction in the European hare in southern Sweden. - *Holarctic Ecology* 3: 74-80.
- Gates, J.M. & Hale, J.B. (1975): Reproduction of an east central Wisconsin pheasant population. - Wisconsin Department of Natural Resources Technical Bulletin 85.
- Gooch, S., Baillie, S.R. & Birkhead, T. (1991): Magpie *Pica pica* and songbird populations. Retrospective investigation of trends in population density and breeding success. - *Journal of Applied Ecology* 28: 1068-1086.
- Goszczyński, J., Ryszkowski, L. & Truszkowski, J. (1976): The role of the European hare in the diet of predators in cultivated field systems. - I:

Pielowski, Z. & Pucek, Z. (eds.) (1976): Ecology and management of European hare populations. Poznan, December 1974. - Polish Hunting Association, Warsaw: 127-133.

Goszczyński, J. & Wasilewski, M. (1992): Predation of foxes on a hare population in central Poland. - *Acta Theriologica* 37: 329-338.

Green, R.E. (1984): The feeding ecology and survival of partridge chicks (*Alectoris rufa* and *Perdix perdix*) on arable farmland in East Anglia. - *Journal of Applied Ecology* 21: 817-830.

Groom, D.W. (1993): Magpie *Pica pica* predation on blackbirds *Turdus merula* nests in urban areas. - *Bird Study* 40: 55-62.

Göransson, G. & Loman, J. (1982): Does removal of breeding crows increase pheasant production - an experiment. - XIVth Congress of the International Union of Game Biologists, Dublin, Ireland, October 1-5, 1979, pp. 331-334.

Hansen, K. (1991): Overlevelse og reproduktion i en dansk harebestand.- Faglig rapport fra DMU, nr. 30, 35 pp.

Hansen, K. (1992): Reproduction in European hare in a Danish farmland. - *Acta Theriologica* 37: 27-40.

Hansen, K. (1994): Unge harer i jagtudbyttet. En indikator for bestandens tilstand. - Faglig rapport fra DMU, nr. 125, 19 pp.

Hansen, K. *unpubl.* European hare *Lepus europaeus* reproduction and leveret survival in a mosaic of diverse crops and in pure cereals.

Hill, D. (1985a): Chick survival and overwinter loss in the pheasant: predictions from a model. - *Game Conservancy Annual Review* 25: 41-46.

Hill, D. (1985b): Factors affecting the survival of pheasant chicks on arable farmland. - *Journal of Applied Ecology* 22: 645-654.

Hill, D. & Robertson, P. (1988): The pheasant. Ecology, management and conservation. - Blackwell Scientific Publications, London.

Hutchings, M.R. & Harris, S. (1996): The current status of the brown hare (*Lepus europaeus*) in Britain. - Joint Nature Conservation Committee, Peterborough, 78 pp.

Jacobsen, E.M. 1998. Punkttællinger af ynglefugle i eng, by og skov (1997): Danmark. - Arbejdsrapport fra DMU, nr. 75, 60 pp.

Keith, L.B., Todd, A.W., Brand, C.J., Adamcik, R.S. & Rusch, D.H. (1977): An analysis of predation during a cyclic fluctuation of snowshoe hares. - XIIIth Congress of the International Union of Game Biologists, Atlanta, Georgia, USA, March 11-15, 1977, pp. 151-175.

- Kooiker, G. (1994): Weitere Ergebnisse zum Einfluss der Elster *Pica pica* auf Stadtvogelarten in Osnabrück. - *Vogelwelt* 115: 39-44.
- Korschgen, C.E., Samuel, M.D. & Sileo, L. (1996): Technique for implanting radio transmitters subcutaneously in day-old ducklings. - *Journal of Field Ornithology* 67: 392-397.
- Linder, R.L., Lyon, D.L. & Agee, C.P. (1960): An analysis of pheasant nesting in South Central Nebraska. - Twenty-fifth North American Wildlife Conference, Dallas, Texas, March 7-9, 1960, pp. 214-230.
- Lindström, E.R., Andrén, H., Angelstam, P., Cederlund, G., Hörnfeldt, B., Jäderberg, L., Lemnell, P.-A., Martinsson, B., Sköld, K. & Swenson, J.E. (1994): Disease reveals the predator: sarcoptic mange, red fox predation, and prey populations. - *Ecology* 75: 1042-1049.
- Lindström, E., Andrén, H., Angelstam, P. & Widén, P. (1986): Influence of predators on hare populations in Sweden: a critical review. - *Mammal Review* 16: 151-156.
- Loman, J. (1985): Social organization in a population of the hooded crow. - *Ardea* 73: 61-75.
- Madsen, J., Asferg, T., Clausager, I. & Noer, H. (1996): Status og jagttider for danske vildtarter. - TEMA-rapport fra DMU 1996/6, 112 pp.
- Marboutin, E. & Hansen, K. (1998): Survival rates in a nonharvested brown hare population. - *Journal of Wildlife Management* 62: 772-779.
- McLaren, G.W., Hutchings, M.R. & Harris, S. (1997): Why are brown hares (*Lepus europaeus*) rare in pastoral landscapes in Great Britain? - *Gibier Faune Sauvage* 14: 335-348.
- Meyers, S.M., Crawford, J.A., Haensley, T.F. & Castillo, W.J. (1988): Use of cover types and survival of ring-necked pheasant broods. - *Northwest Science* 62: 36-40.
- Middleton, A.D. (1966): Predatory mammals and the conservation of game in Great Britain. - The Game Research Association. 6th Annual Report: 14-21.
- Møller, A.P. (1988): Nest predation and nest site choice in passerine birds in habitat patches of different size: a study of magpies and blackbirds. - *Oikos* 53: 215-221.
- Oliver-Bellasis, H.R. & Sotherton, N.W. (1986): The cereals and gamebirds research project: an independent viewpoint. - British Crop Protection Conference - Pests and Diseases: 1225-1233.
- Parker, H. (1985): Effect of culling on population size in hooded crows *Corvus corone cornix*. - *Ornis Scandinavica* 16: 299-304.

- Pegel, M. (1986): Der Feldhase (*Lepus europaeus* Pallas) im Beziehungsgefüge seiner Um- und Mitweltfaktoren. - Arbeitskreis Wildbiologie und Jagdwissenschaft an der Justus-Liebig Universität Giessen 16: 1-124.
- Pépin, D. (1987): Dynamics of a heavily exploited population of brown hare in a large-scale farming area. - Journal of Applied Ecology 24: 725-734.
- Petersen, B.S. & Jacobsen, E.M. (1997): Population trends in Danish farmland birds. A modelling of population changes 1976-1996 with special reference to the effects of pesticide use. - Bekæmpelsesmiddelforskning fra Miljøstyrelsen, nr. 34, 84 pp.
- Petrusewicz, K. (1970): Dynamics and production of the hare population in Poland. - Acta Theriologica 15: 413-445.
- Pielowski, Z. (1976a): The number of young born and dynamics of the European hare population. - I: Pielowski, Z. & Pucek, Z. (eds.): Ecology and management of European hare populations. Poznan, December 1974. - Polish Hunting Association, Warsaw: 75-78.
- Pielowski, Z. (1976b): The role of foxes in the reduction of the European hare population. - I: Pielowski, Z. & Pucek, Z. (eds.): Ecology and management of European hare populations. Poznan, December 1974. - Polish Hunting Association, Warsaw: 135-148.
- Pielowski, J. (1981): Yearly balance of European hare population. - I: Myers, K. & MacInns, C.D. (eds.): Proceedings of the World Lagomorph Conference, Guelph, August 1979: 536-540.
- Potts, G.R. (1980): The effects of modern agriculture, nest predation and game management on population ecology of partridges, *Perdix perdix* and *Alectoris rufa*. - Advances in Ecological Research 11: 1-82.
- Potts, G.R. (1986): The partridge. Pesticides, predation and conservation. - Collins, London.
- Potts, G.R. & Aebischer, N.J. (1994): Population dynamics of the grey partridge *Perdix perdix* 1793-1993: monitoring, modelling and management. - Ibis 137: 29-37.
- Potts, G.R. & Vickerman, G.P. (1974): Studies on the cereal ecosystem. - Advances in Ecological Research 8: 107-197.
- Rands, M.R.W. (1985): Pesticide use on cereals and the survival of grey partridge chicks: a field experiment. - Journal of Applied Ecology 22: 49-54.
- Reynolds, J.C., Goddard, H.N. & Brockless, M.H. (1993): The impact of local fox control (*Vulpes vulpes*) removal on fox populations at two sites in southern England. - Gibier Faune Sauvage 10: 319-334.

- Reynolds, J.C. & Tapper, S.C. (1995a): The ecology of the red fox *Vulpes vulpes* in relation to small game in rural southern England. - *Wildlife Biology* 1:105-119.
- Reynolds, J.C. & Tapper, S.C. (1995b): Predation by foxes *Vulpes vulpes* on brown hares *Lepus europaeus* in central southern England, and its potential impact on annual population growth. - *Wildlife Biology* 1:145-158.
- Reynolds, J.C. & Tapper, S.C. (1996): Control of mammalian predators in game management and conservation. - *Mammal Review* 26: 127-156.
- Rieck, W. (1956): Der Junghasenteil auf den Strecken 1953 und 1954. - *Zeitschrift für Jagdwissenschaft* 2: 160-164.
- Riley, T.Z., Clark, W.R., Ewing, D.E. & Vohs, P.A. (1998): Survival of ring-necked pheasant chicks during brood rearing. - *Journal of Wildlife Management* 62: 36-44.
- Sih, A., Crowley, P., McPeck, M., Petranka, J. & Strohmeier, K. (1985): Predation, competition, and prey communities: a review of field experiments. - *Annual Review of Ecology and Systematics* 16: 269-311.
- Slagsvold, T. (1978): Is it possible to reduce a dense hooded crow *Corvus corone cornix* population in a woodland area and what does it cost? - *Cinclus* 1: 37-47.
- Slagsvold, T. (1980): Habitat selection in birds: on the presence of other bird species with special regard to *Turdus pilaris*. - *Journal of Animal Ecology* 49: 523-536.
- Smedshaug, C.A. & Sonerud, G.A. (1997): Kan predasjon på småvilt begrenses ved avfallsmanipulering i utmark? - *Fauna* 50: 146-154.
- Snyder, W.D. (1974): Pheasant use of roadsides for nesting in the north east Colorado. - *Colorado Division of Wildlife Special Report* 36, 24 pp.
- Snyder, W.D. (1984): Ring-necked pheasant nesting ecology and wheat farming in the High Plains. - *Journal of Wildlife Management* 48: 878-888.
- Sotherton, N.W., Boatman, N.D. & Rands, M.R.W. (1989): The 'Conservation Headland' experiment in cereal ecosystems. - *Entomologist* 108: 135-143.
- Southwood, T.R.E. & Cross, D.J. (1969): The ecology of the partridge. III. Breeding and the abundance of insects in natural habitats. - *Journal of Animal Ecology* 38: 497-509.
- Strandgaard, H. & Asferg, T. (1980): The Danish bag record II. Fluctuations and trends in the game bag record in the years 1941-

1976 and the geographical distribution of the bag in 1976. - Danish Review of Game Biology 11 (5): 1-112.

Tanner, J.T. (1975): The stability and the intrinsic growth rates of prey and predator populations. - Ecology 56:855-867.

Tapper, S. (1992): Game heritage. An ecological review from shooting and gamekeeping records. - Game Conservancy, Fordingbridge.

Tapper, S. & Barnes, F.W. (1986): Influence of farming practice on the ecology of the brown hare (*Lepus europaeus*). - Journal of Applied Ecology 23: 39-52.

Tapper, S. & Parsons, N. (1984): The changing status of the brown hare (*Lepus capensis* L.) in Britain. - Mammal Review 14: 57-70.

Tapper, S.C., Green, R.E. & Rands, M.R.W. (1982): Effects of mammalian predators on partridge populations. - Mammal Review 12: 159-167.

Tapper, S.C., Potts, G.R. & Brockless, M.H. (1996): The effect of an experimental reduction in predation pressure on the breeding success and population density of grey partridges *Perdix perdix*. - Journal of Applied Ecology 33: 965-978.

Trautman, C.G. (1960): Evaluation of the pheasant nesting habitat in east South Dakota. - Twenty-fifth North American Wildlife Conference, Dallas, Texas, March 7-9, 1960, pp. 202-213.

Trautman, C.G., Fredrickson, L.F. & Carter, A.V. (1974): Evaluation of the pheasant nesting habitat in east South Dakota. - Thirty-ninth North American Wildlife and Natural Resources Conference, Denver, Colorado, March 31 - April 3, 1974, pp. 241-252.

Warner, R.E., Etter, S.L., Joselyn, G.B. & Ellis, J.A. (1984): Declining survival of ring-necked pheasant chicks in Illinois agricultural ecosystems. - Journal of Wildlife Management 48: 82-88.

Weismann, C. (1931): Vildtets og jagtens historie i Danmark. - Reitzel, København.

Wittenberg, J. (1968): Freilandsuntersuchungen zu Brutbiologie und Verhalten der Rabenkrähe (*Corvus c. corone*). - Zoologische Jahrbücher. Abteilung für Systematik, Ökologie und Geographie der Tiere 95: 16-146.

Yom-Tov, Y. (1974): The effect of food and predation on breeding density and success, clutch size and laying date of the crow (*Corvus corone* L.). - Journal of Animal Ecology 43: 479-498.

Danmarks Miljøundersøgelser

Danmarks Miljøundersøgelser - DMU - er en forskningsinstitution i Miljø- og Energiministeriet. DMU's opgaver omfatter forskning, overvågning og faglig rådgivning indenfor natur og miljø.

Henvendelser kan rettes til:

URL: <http://www.dmu.dk>

Danmarks Miljøundersøgelser
Frederiksborgvej 399
Postboks 358
4000 Roskilde
Tlf.: 46 30 12 00
Fax: 46 30 11 14

*Direktion og Sekretariat
Forsknings- og Udviklingssektion
Afd. for Atmosfærisk Miljø
Afd. for Havmiljø og Mikrobiologi
Afd. for Miljøkemi
Afd. for Systemanalyse*

Danmarks Miljøundersøgelser
Vejløsvej 25
Postboks 314
8600 Silkeborg
Tlf.: 89 20 14 00
Fax: 89 20 14 14

*Afd. for Sø- og Fjordøkologi
Afd. for Terrestrisk Økologi
Afd. for Vandløbsøkologi*

Danmarks Miljøundersøgelser
Grenåvej 14, Kalø
8410 Rønde
Tlf.: 89 20 17 00
Fax: 89 20 15 15

*Afd. for Landskabsøkologi
Afd. for Kystzoneøkologi*

Danmarks Miljøundersøgelser
Tagensvej 135, 4
2200 København N
Tlf.: 35 82 14 15
Fax: 35 82 14 20

Afd. for Arktisk Miljø

Publikationer:

DMU udgiver faglige rapporter, tekniske anvisninger, temarapporter, samt årsberetninger. Et katalog over DMU's aktuelle forsknings- og udviklingsprojekter er tilgængeligt via World Wide Web. I årsberetningen findes en oversigt over det pågældende års publikationer.

Faglige rapporter fra DMU/NERI Technical Reports

1998

- Nr. 256: Emissioner fra vejtrafikken i Danmark 1980-2010. Af Winther, M. & Ekman, B. 73 s., 75,00 kr.
- Nr. 257: Landbrugsscenarier - integreret miljøøkonomisk modelanvendelse. Af Andersen, J.M., Wier, M., Hasler, B. & Bruun, H.G. 93 s., 100,00 kr.
- Nr. 258: Tungmetaller i tang og musling ved Ivittuut 1998. Af Johansen, P., Riget, F. & Asmund, G. 29 s., 40,00 kr.
- Nr. 259: Kontrol af konserveringsmidler og farvestoffer i legetøjskosmetik. Analytisk-kemisk kontrol af kemiske stoffer og produkter. Af Rastogi, S.C. & Jensen, G.H. 28 s., 50,00 kr.
- Nr. 260: Afløbskontrol af dambrug. Statistiske aspekter og opstilling af kontrolprogrammer. Af Larsen, S.E. & Svendsen, L.M. 86 s., 150,00 kr.
- Nr. 261: Udvidet pesticidmetode i forbindelse med grundvandsovervågning. Af Vejrup, K.V. & Ljungqvist, A. 52 s., 50,00 kr.
- Nr. 262: Proceedings of the 16th Mustelid Colloquium, 9th - 12th October 1997, Århus, Denmark. Ed. by Madsen, A.B., Asferg, T., Elmeros, M. & Zaluski, K. 45 pp., 40,00 DKK.

1999

- Nr. 263: Assessing the Impact of the Tunø Knob Wind Park on Sea Ducks. The Influence of Food resources. By Guillemette, M., Larsen, J.K. & Clausager, I. 20 pp., 40,00 DKK.
- Nr. 264: Phenoler i drikkevand. Præstationsprøvning. Af Nyeland, B. & Kvamm, B. 159 s., 80,00 kr.
- Nr. 265: Analyse af emissioner fra vejtrafikken. Sammenligning af emissionsfaktorer og beregningsmetoder i forskellige modeller. Af Winther, M. 120 s., 100,00 kr.
- Nr. 266: Biodiversity in Benthic Ecology. Proceedings from Nordic Benthological Meeting in Silkeborg, Denmark, 13-14 November 1997. By Friberg, N. & Carl, J.D. (eds.). 139 pp., 125,00 DKK.
- Nr. 267: Overvågning af fugle 1997-98, resultater fra feltstationerne. Af Laursen, K. (red.). 87 s., 70,00 kr.
- Nr. 268: Phtalates and Nonylphenols in Soil. A Field Study of Different Soil Profiles. By Vikelsøe, J., Thomsen, M., Johansen, E. & Carlsen, L. 126 pp., 50,00 DKK.
- Nr. 269: Tålegrænser for luftforurening. Anvendelse i strategisk miljøplanlægning. Integreret MiljøInformationsSystem IMIS-luftforurening. Af Bastrup-Birk, A., Tybirk, K., Wier, M. & Emborg, L. 123 s., 150,00 kr.
- Nr. 270: Produktion og forekomst af svovlbrinte i Mariager Fjord 1998. Af Fossing, H. & Christensen, P.B. 17 s., 40,00 kr.
- Nr. 271: Proceedings of the 12th Task Force Meeting in Silkeborg, Denmark, October 23-25, 1996. Convention on Long-Range Transboundary Air Pollution. International Cooperative Programme on Assessment and Monitoring of Acidification of Rivers and Lakes. By Larsen, S.E., Friberg, N. & Rebsdorf, Aa. (eds.). 49 pp., 40,00 DKK.
- Nr. 272: Forbrug af økologiske fødevarer. Del 1: Den økologiske forbruger. Af Wier, M. & Calverley, C. 130 s., 120,00 kr.
- Nr. 273: Mink *Mustela vison* og ilder *M. putorius*. Mink- og ilderjagten i Danmark 1996/97 og problemer med de to arter i forhold til små fjerkræhold. Af Hammershøj, M. & Asferg, T. 54 s., 60,00 kr.
- Nr. 274: Modeller til bestemmelse af Naturkvalitet på udvalgte Naturtyper ved anvendelse af Neurale netværk. Af Mark, S. & Strandberg, M. 70 s., 60,00 kr.
- Nr. 275: Indpasning af rekreative aktiviteter i forhold til fugleliv og odder i Skjern Å Naturprojekt - en biologisk udredning. Af Madsen, J., Madsen, J.B. & Petersen, I.K. 38 s., 40,00 kr.
- Nr. 277: Miljøundersøgelser ved Maarmorilik 1998. Af Johansen, P., Asmund, G. & Riget, F. 73 s., 100,00 kr.
- Nr. 279: Pesticider i drikkevand 2. Præstationsprøvning. Af Nyeland, B.A. 261 s., 80,00 kr.
- Nr. 280: Vurdering af effekten af en vindmøllepark ved Overgaard på forekomsten af fugle i EF-fuglebeskyttelsesområde nr. 15. Af Clausen, P. & Larsen, J.K. 31 s., 40,00 kr.
- Nr. 281: Control of Pesticides 1998. Chemical Substances and Chemical Preparations. By Krongaard, T. & Petersen, K.K. 23 pp., 50,00 kr.
- Nr. 283: Krager, husskader og småvildt. En vurdering af prædationens effekt på småvildtbestande og muligheden for at begrænse effekten ved jagt og regulering. Af Asferg, T. 52 s., 60,00 kr.