

Bestand og habitatvalg hos Husskade *Pica pica* på Midtsjælland

JON FJELDSA

(With an English summary: Population size and habitat selection of Magpie *Pica pica* on central Zealand, Denmark)

INDLEDNING

Under feltarbejde på Sjælland har jeg tit overraskende fundet Husskader ynglende lavt i krat og utilgængeligt moseterræn. I ekstreme tilfælde lå reden under det omkringliggende jordniveau, f.eks. i buskads i en lille, dybt beliggende mergelgrav eller i en lille pilebusk som stod aldeles skjult i tagrørskov. Redeplaceringen såvel som fuglenes opførsel indebar en overmåde godt skjult ynglen.

Skadens normale, åbenlyse ynglen blev udnyttet af Hald-Mortensen (1972) i et forsøg på at lave bestandsindekser for større områder fra tog. Muligheden blev videreført af Møller (1978) for store dele af Danmark. Togtællingerne fremstilledes her som en pålidelig kvantitativ registrering i en zone indtil 500 m fra toget. Metodisk kontrol blev imidlertid ikke udført, udover at det blev sandsynliggjort, at terrænet nær jernbanen er repræsentativt for landskabet som helhed, og at takseringer efter kortlægningsmetoden i nogle jyske områder (hvor rederne er højt placeret nær huse) gav et lignende resultat som tællinger fra de nærmeste togstrækninger. For nylig har Dittrich (1981) beregnet bestandstætheder for forskellige habitattyper indenfor 9649 km² fra bil.

I det meste at Jylland synes der at være 2-3 par Skader pr. km², lokalt endnu mere, mens togtællinger på øerne gav indtryk af meget mere spredte bestande. Da dette billede slet ikke passede med mine personlige fornemmelser, besluttede jeg at se nærmere på de sjællandske Skader, for både at lave metodisk kontrol med togtællingerne, inden interessen for dem eventuelt skulle brede sig til nye områder, men også for at kunne fortolke de østdanske Skaders afvigende habitatvalg.

METODIK

Optællinger af Skadereder blev foretaget i 1979, fra 12. april til løvspring ca. 15. maj nær Borup togstation, Midtsjælland; et område som iflg. togtællingerne skulle have landets laveste Skadebestand, 0,33 par/km² (Møller 1978). Optællingen udførtes over 31 km² fra cykel og til fods, idet jeg tilstræbte at besøge alle gårdhaver, buskadser, vandhuller etc., og følge alle markhegn og skovbryn. Ud fra redernes udseende, fuglenes nærvær eller direkte kontrol af redens indhold blev det afgjort om reden var »aktiv ynglerede«. Alle reder blev indtegnet på kort 1:25000, redestedets natur beskrevet, samtidigt som jeg fastslog, om reden kunne ses fra nærmeste vej indenfor 500 m's afstand (blindt endende gård-, mark- og skovveje ikke medregnet). Korte afstande blev skønnet på stedet, større afstande blev målt på kortet. Nogle kritiske steder blev genbesøgt ult. maj, og to kritiske områder medio april 1980 for gamle reder.

RESULTATER

Bestand

Der blev fundet 93 aktive og 79 gamle formodede ynglereder af Husskade (Fig. 1), samt seks højst sandsynlige ynglesteder (reden ikke fundet pga. placering i uoverskuelige haver og en naturistlejr, hvor jeg af forskellige grunde ikke ville trænge ind). Endelig var der tre par, som ikke gjorde egentlige yngleforsøg, og formentlig nogle få omstrejfende individer (sml. Vines 1981).

Dette giver 3,19 ynglepar/km², hvilket er på højde med de bedste jyske skadedistrikter

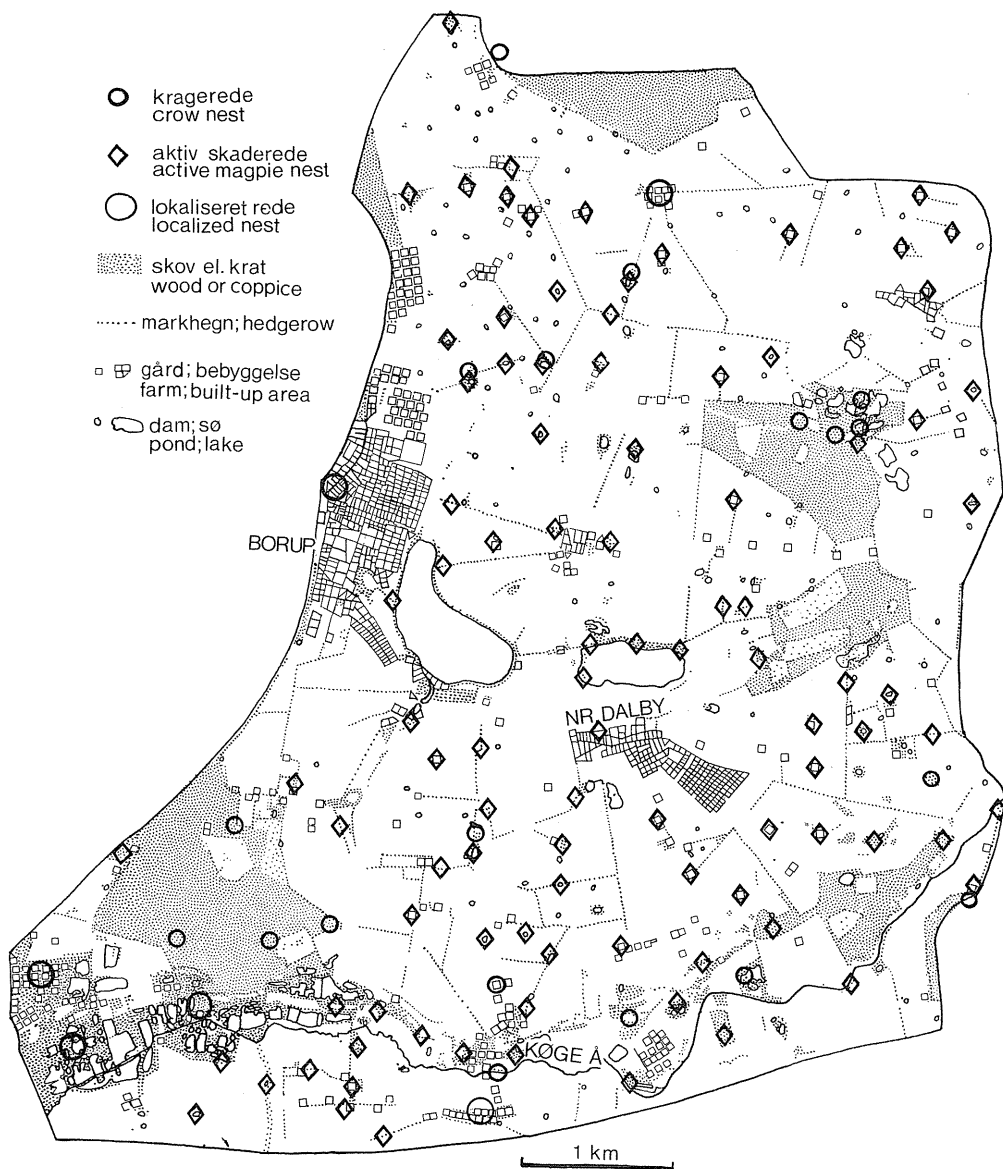


Fig. 1. Studieområdet med redesteder for Husskade *Pica pica* og Krage *Corvus corone*. Symbolerne er tegnet åbne, så habitatsignaturen på selve redestedet kan ses.

The study area with nest sites of Magpies *Pica pica* and Crows *Corvus corone*. Open symbols are used, so that the habitat signature of the precise nest-site can be seen.

(Storvorde 2,38, Kraghede 1,94-2,71, Give 3,36 par/km² iflg. kortlægninger ved Jørgensen 1972 og Møller 1978), men langt mere end resultatet fra togtællingen i Midtsjælland (g.sn. 0,33 par/km² for fem år).

Af Krager *Corvus corone* fandtes 21 ynglepar (0,68 par/km², dvs. lille tæthed, cf. Møller 1981) og ca. 30 ikke-ynglende fugle.

Naboafstanden for skadereder fremgår af Fig. 2. To reder lå 120 m adskilt, men de fleste 270-420 (g.sn. 360, s.dev. ± 122 m) adskilt. Dette tyder på, at der normalt er en ret fikseret grænse for hvor tæt sammen Skader yngler. Spredningen blev undersøgt efter formelen $R=2r/\bar{p}$ (Clark & Evans 1954, hvor p er bestandstæthed, r g.sn.naboafstand; $R=1.00$ vi-

ser tilfældig fordeling, højere værdier regulær, lavere klumpet fordeling). For hele prøvefeltet var $R=1,27$. Denne regularitet er bemærkelsesværdig, landskabets heterogenitet taget i betragtning. Hvis alle uegnede områder (7,17 km² der lå mere end 500 m fra landbrug, mere end 50 m indenfor skovbryn og mere end 50 m ud fra søernes bredvegetation) udelades, opnåes $R=1,44$. Skaderederne ligger således meget regulært fordelt indenfor egnet terræn. Dette kan tolkes således, at området er tilnærmelsesvis mættet med Skadeteritorier.

Også Vines (1981) fandt, at Skaderederne lå signifikant mere regulært fordelt end beregnet fra tilfældig fordeling. Derimod fandt Møller (1978, Fig. 8) en mindre veldefineret grænse for naboafstande i Jylland, og ved en undersøgelse i Nordnorge (upubl.) har jeg fundet stærkt klumpvis fordeling, idet parrene tit yngler kun 50 m adskilt i de begrænsede landbrugsområder, som omgives af vidtstrakt åben skov eller kystvegetation. Landskabets grad af heterogenitet kan således være afgørende for fordelingen.

Redernes fordeling i forhold til gamle reder (Fig. 2b) viser stærk sammenklumpning. Navnlig i gårdhaver findes tit nye og gamle reder i nabotræer, undertiden i samme træ, mens tre reder lå direkte oven på fjorårsreden (dette ses meget tiere i Nordskandinaviens, hvor Skaderne ofte har mangeårige kæmpereder). Møller (1978) mener, at Skaden er mindre følsom overfor tilstedeværelsen af en gammel end en fremmed, aktiv rede. Forskellen i fordeling mellem Fig. 2 a og b viser dog ikke entydigt, hvad synet af en redestruktur i sig selv betyder. Dette spørgsmål blev forsøgt besvaret ved at studere fordelingen i relation til heksekoste (navnlig *Taphrin*parasitisme) på birk, hvilke på afstand kan ligne Skadereder til forveksling (Fig. 2c).

I alt 566 gårde, markhegn o.a. trægrupper blev vurderet som gode potentielle redesteder for Skader. 478 der manglede store heksekoste havde 164 (34%) reder (aktive og gamle). 88 med mindst én stor heksekost havde kun 8 (9%) reder, der i de fleste tilfælde lå et godt stykke væk fra heksekosten (indenfor gårde lå således heksekoste og Skaderede på modsatte sider af husene). Forskellen i redefrekvens (X^2 -test med ekspektance) er statistisk signifikant ($p(0,001)$). Dette tyder på en direkte undgåelse af fremmede, redelignende strukturer, uanset om der ses Skader eller ej. Det virker

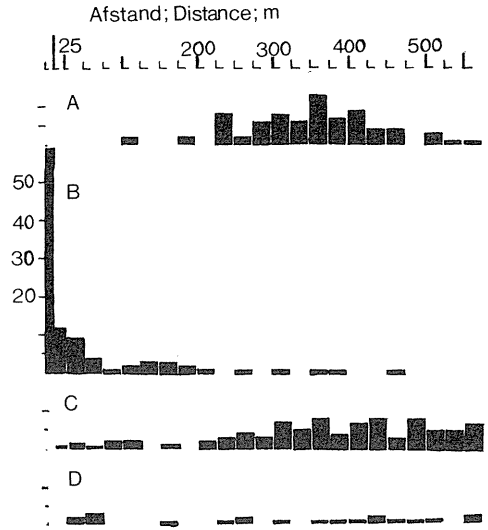


Fig. 2. Afstandsfordelingen mellem nærmeste aktive naboreder af Husskade (A); fra gammel rede til nærmeste nye (aktive) rede (B); fra heksekost til nærmeste Skaderede (C); fra Kragerede til nærmeste aktive Skaderede (D).

Distribution of distances between active Magpie nests (A); from old nests to nearest new (active) nest (B); from witches' brooms to nearest Magpie nest (C); from Crows' nests to nearest active Magpie nest (D).

således sandsynlig, at tilstedeværelsen af gamle reder endog 100-200 m væk (Fig. 2b) i mange tilfælde skyldes, at fuglene i forvejen kender disse reder som egne ex-reder. Resultatet antyder en mulighed for at holde Skader væk fra visse områder ved at opsætte kunstige Skaderedeattraper.

Fig. 2d viser afstanden fra Kragereder til nærmeste Skaderede. Også her fornemmes en repulsion, hvilket kan skyldes, at Kragerne, der etablerer territorium senest af de to om foråret, fordrives (Møller 1978). Dog er det i flere tilfælde (svært overskueligt moseterræn med både høje træer og buskads) lykkedes Kragen at etablere sig kun 30-70 m væk fra Skaden.

Redehabitat

Habitatfordelingen kan ses på Fig. 1, og fremgår også af Tabel 1 og 2. 56 reder (32,6%) lå i en gårdhave, enten godt synlig i høje træer nær husene eller mere skjult i frugthaven eller i de tætte mirabelle-hegn op til markerne. 39 (22,6%) lå i markhegn, især i tjørn og slåen. 25 (14,5%) lå tæt op ad et lille vandhul ved mark-

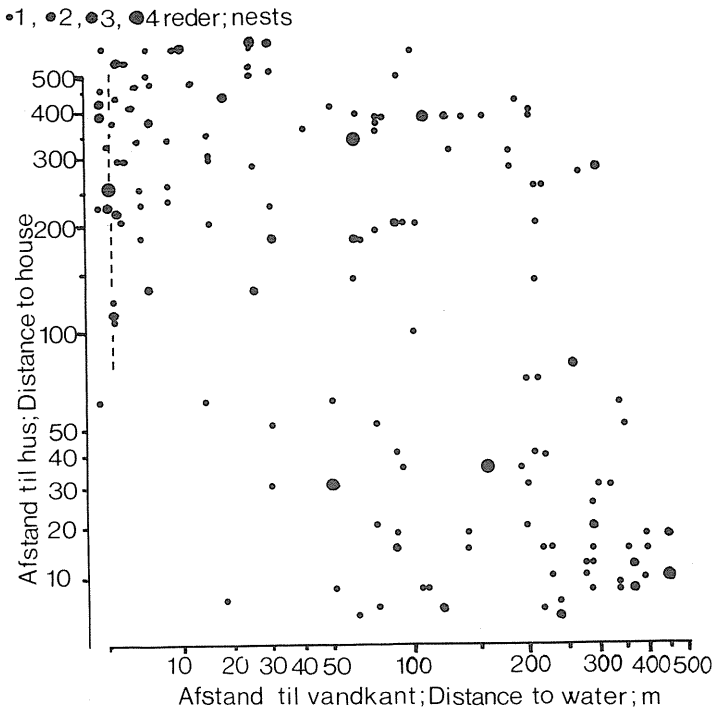


Fig. 3. Skaderedernes placering i forhold til vandkanter og huse. *Situation of Magpie nests in relation to water edges and houses.*

hegnet eller i en mergelgrav med noget buskads ude på en mark. 23 (13,3%) lå ved større vandhuller, moser og søbredder, mest i tæt tjørnekrat ved bredden eller i pilebuske ude i rørsumpen. 19 reder (11%) lå i små kratområder uden vandhul, f.eks. i slåenkrattet på høje og grusåse eller i en lille, ung nåletræsplantage. 10 reder (5,8% lå i skov med større træer, mest ved skovbrynet. I de sidste fem habitatgrupper var mange reder godt skjult, idet enkelte overhovedet ikke kunne ses mere end 5-10 m væk.

Fig. 3 viser, at redeplaceringen er stærkt polariseret mod vandkanter og i noget mindre grad mod gårde. For at afgøre om dette afviger fra den fordeling vi kunne forvente ud fra de potentielle redesteders koncentration mod vandkanter og gårde, blev anbringelsesmulighederne kvantificeret. Et 5×5 mm rutenet blev anbragt over kortet. For de 293 skæringspunkter som har potentielt redested (træer og buske, dog ikke steder mere end 50 m indenfor et skovbryn) blev afstanden til vand og hus målt på kortet. 62 reder i under 50 m fra et hus (Fig. 3). Ud fra habitatfordelingen skulle 81 forventes ($X^2_{4,46}$, $p(0,05)$). Hele 67 reder lå ved moser, markdamme etc. (under 25 m fra vand, mere end 100 m fra hus), mod 32 forventede ($X^2_{38,3}$, $p(0,001)$). Derimod viser Fig. 3

kun én rede som både lå nær ved dam og hus, mod 13 forventede ($X^2_{11,1}$, $p(0,001)$), hvilket ikke tyder på, at en vandkants nærhed i og for sig betyder noget.

Redetræsvalget passer godt overens med hvad Hansen (1950) fandt på Lolland, med dominans af mirabelle, slåen og tjørnekrat. Også togundersøgelsen påviste præference for lavt krat på de danske øer, omend den kvantitative sammensætning af redetræer var en ganske anden.

Redeplaceringens mulige adaptive betydning

Møller (1978) antyder muligheden for, at lokale forskelle i redeplacering skyldes traditioner overført fra generation til generation eller genetisk isolation af bestande, dog uden at diskutere den adaptive værdi. Jeg har svært ved at se nogen variation i landskabsforholdene, som kunne give de lokale forskelle i redeplacering nogen adaptiv signifikans. Imidlertid faldt det mig ind, at lav redeplacering findes i de egne hvor der drives intens indlandsjagt, og dermed foruden »vildtpleje« med bekæmpelse af »skadedyr«. Materialet blev derfor analyseret med henblik på denne faktor.

Jagtudbyttet af Hussskader pr. arealenhed (Møller 1978) er størst i Frederiksborg Amt, fulgt af København, Roskilde og Vestsjælland,

dvs. i de sjællandske amter. Jeg har desuden en fornemmelse, som dog ikke kan bekræftes i vildtstatistikken, af at Skaderne i disse egne mere end ellers i landet forfølges indenfor ynglesæsonen. Afholdelse af store jagter og udlejning af jagttrettigheder udgør en vigtig biindkomst på de gamle, østdanske godser. Opretholdelsen af f.eks. fasanbestandene er dermed en økonomisk faktor, som gør at mange godser har ansat en skytte, der tit forfølger ynglende kragefugle med nidkærhed. Også lejerne af små jagtparceller »plejer« tit deres »revirer« gennem yngletiden.

Denne forfølgelse giver sig klart udslag i Skadernes adfærd. De er sky og, deres brogede udseende til trods, i stand til at leve forbløfende skjult. Skader der ruger i et lavt markhegn flyver normalt meget lavt over jorden mellem redested og fourageringssted, holder sig meget skjult i de tætteste buske, og opsøger tit kun gårdene i de tidligste morgentimer. Ved fare forsvinder de lydløst med et buskads mellem sig og forstyrrelsen. Ved over halvdelen af mine besøg ved aktive Skadereeder (ekskl. gårdrederne) blev Skader overhovedet ikke set.

Min umiddelbare fortolkning var således, at de forfulgte Skader havde anlagt en adfærd og et habitatvalg, som satte dem i stand til at undgå at blive opdaget af mennesker. De er meget trygge i de tætte, tornede krat ude på markerne, både fordi de optræder på en måde, som gør dem svære at se, og fordi ingen jægere normalt kommer der fra afgrøderne begynder at spire ultimo april til der er høstet. De kan også leve ret trygt i de uoverskuelige moser.

Som nævnt ovenfor kan det betvivles, om ynglen nær vand i og for sig betyder noget. Men de tætte buskadser ved kanten af markdamme og i moserne kan indebære et hensigtsmæssigt kompromis mellem lavt (dvs. skjult) ophold og godt udsyn i flere retninger. Det at opsøge normale redesteder nær huse indebærer, at mennesker til stadighed viser sig indenfor fuglenes tillærte store sikkerhedsafstand, og yngleadfærden henlægges derfor til de trygge krat ved vandhullerne. I anden omgang kunne individuelle, adaptive vaner videreføres ved prægning, idet førstegangsynglende fugle måske opsøger lignende habitater som de er vokset op i. Vi kan derved forvente, at den habitat, som giver højest ynglesucces, på lang sigt må blive den mest benyttede.

Det er muligt at teste min hypotese stati-

stisk, idet graden af »vildtpleje« varierer indenfor mit område. I de stærkt opdyrkede dele består den jagtlige udnyttelse mest i, at landmændene lejer markerne ud til jagt efter høsten. Jagtlejeren kan normalt ikke færdes i sit jagtterræn indenfor vækstsæsonen. Videre er markjagten gennemgående for ringe til, at det betaler sig for lejeren at bruge tid til skadebekæmpelse indenfor yngleperioden. Derimod vil lejere af de kostbare og rige jagtrevirer i varieret landskab med krat og mose tit tilse og pleje området gennem sommeren, ligesom herregårdsskytten om sommeren plejer godsets bedste dele.

Mit område domineres af markjagtområder afbrudt af nogle ret homogene skove (dvs. ikke egentligt Skadeterren). Langs Køge Å (Fig. 1) findes derimod en mosaik af landbrug, små skove, åse med buskads og mose, således at en stor del af Skaderne kan opleve intensiv »vildtpleje« indenfor dele af deres territorium. Tabel 1 sammenligner redehabitater i en zone mindre end 500 m fra Køge Å med områder hvor der ikke, indenfor de nærmeste 500 m, findes mose eller skov af mere end 1 ha udstrækning, samt intermediært terræn. For at afgøre om lokale forskelle i redehabitat kan forklares ud fra de eksisterende forskelle i udbud af potentielle redesteder, blev sidstnævnte kvantificeret. Et net af cirkler ækvivalerende 50 m diameter i terrænet blev placeret over kortbladet. De 453 cirkler som indeholdt træer eller buske, blev brugt som udtryk for udbud af potentielle redesteder, idet træerne blev klassificeret i de samme kategorier som redehabitaterne. Redehabitatsfordelingen kunne så testes mod udbudsfordelingen (X^2 -test med 6 klasser). Det fremgår af tabellen, at der i markjagtområder var en stærkt selektiv redeplacering nær gårde ($p(0,001)$). Hvis jeg anlægger Møllers (1978) kriterium for »gårdrede«, dvs. rede max. 200 m fra en gård, er gårdredeprocenten 78,7%, eller lige så høj som under jyske (dvs. normale) forhold. Denne selektivitet manglede helt nær Køge Å ($p(0,70)$). Her fordelte rederne sig altså jævnt på alle lavt beliggende tætte grupper af træer eller buske. En stor procent af rederne var meget godt skjult. Habitatselektiviteten syntes intermediær i intermediært terræn, selv om det store materiale herfra giver en høj X^2 -værdi.

Det faktum, at redehabitatvalget således varierer over meget korte afstande, sammenfaldende med den jagtlige udnyttelse, gør geneti-

Tabel 1. Sammenligning af redernes habitatfordeling (%) og udnyttelse af redetræer som giver særlig godt skjul i terræntyper med forskellig grad af »vildtpleje« og skadefølgelse. Habitatfordelingene sammenlignes med den kvantitative sammensætning af potentielle redehabitater i hver terræntype, beskrevet i teksten. *A comparison of the habitat distribution of nests (%) and utilization of nest trees which offer particular concealment in landscapes with different degrees of »game management« and persecution of magpies. The habitat distributions are compared with the quantitative composition of potential nest habitats in each kind of landscape, as described in the text.*

6,46 km ²	Terræn med omfattende »vildtpleje«	65	reder nests	10,7	12,3	7,6	18,5	47,7	3,1	13,8	27,6	25,9	3,4	66,2	10,8
	terrain with extensive »game management«	128	potentielle redesteder potential nest-sites	12,5	18,8	7,0	17,2	41,4	3,0						
				difference X ² 2,197, p(0,70)											
19,2 km ²	intermediært terræn intermediate terrain	74	reder nests	34,7	24,3	8,1	14,9	14,9	4,1	1,5	45,6	16,2	3,8	52,7	8,1
		249	potentielle redesteder potential nest-sites	10,4	19,3	7,6	8,4	44,9	11,2						
				difference X ² 45,46, p(0,001)											
5,88 km ²	terræn kun med mark-jagter terrain with only field hunting	47	reder nests	57,4	27,7	10,6	2,1	2,1	0	4,4	17,8	15,6	6,8	25,5	4,3
		76	potentielle redesteder potential nest-sites	18,4	52,6	14,5	1,3	7,9	3,9						
				difference X ² 21,39, p(0,001)											
				Gård – farm	Markhegn – hedgerow	Mergelgrav – marlpit	Mose – swamp	Krat og skov – coppice and wood	Bebyggelse – built-up area	Nåletræer – coniferous tree	Tjørn – <i>Crataegus</i>	Slåen – <i>Prunus spinosus</i>	Redehøjde, m elevation of nest, m	Ikke synlige fra vej – not visible from road	Estim. overset – estimated overlooked
				Træslag hvor reden er meget skjult – trees where the nest is very concealed											

Tabel 2. Forskelle i habitat og redetræer mellem Skadereeder der er synlige og ikke synlige fra nærmeste vej indenfor 500 m afstand.

Differences in habitat and nest trees between magpie nests which are visible and not visible from the nearest road within 500 m distance.

	86 synlige reder 86 visible nests	86 reder ikke synlige fra vej 86 nests not visible from road			
Habitat	Gård; farm	48,8%	17,4%		
	Læhgen; hedgerow	22,1%	23,3		
	Krat ved lille vandgrav scrub near small waterhole	14%	15,1%	Fordelingsforskel – difference i distri- bution $X^2 35,87$ $p < 0,001$	
	Søbred og moseterræn lakeside or swamp terrain	3,5%	20,9%		
	Krat og ung plantage coppice and young plantation	5,8%	18,6%		
	Skov; forest	5,8%	19,8%		
Pilebuske; <i>Salix bushes</i>	5,8%	16,3%			
Tjørnebuske; <i>Crataegus bushes</i>	25,6%	40,7%			
Træslags Kind of tree	Slåenbuske; <i>Prunus spinosus bushes</i>	15,1%	23,3%	Fordelingsforskel – difference in distribution $X^2 26,71$ $p < 0,001$	
	Andre buske; other bushes		3,6%		
	Tæt plantage og unge nåletræer; dense plantation of young <i>Picea</i> and <i>Pinus</i>	2,3%	9,3%		
	Æble; <i>Malus silvestris</i>	11,6%	3,5%		
	Mirabelle; <i>Prunus cerasifera</i>	9,3%	9,3%		
	Blomme; <i>Prunus domestica</i>	13,9%	1,2%		
	Andre træer; other trees	11,8%	6%		
	Redehøjde; elevation of nests	x 5,1 m	x 3,7 m		
	Relativ redehøjde; relative elevation in relation to the height of the tree	74%	68%		

ske årsager usandsynlige og indikerer, at lokalt afvigende habitatvalg skyldes Skadernes evne til, gennem erfaring, at reagere adaptivt på lokale trusler.

EFFEKTIVITETEN AF SKADEREGISTRERING FRA TOG OG VEJ

Forskellen mellem min tælling og resultatet fra togtællingerne på Midsjælland er allerede påpeget. Også Dittrich's (1981) gennemsnitstal fra Bayern (0,18 reder/km²) er så lavt, at det giver grund til skepsis omkring metodens anvendelighed. De 3,5 km² af mit område, som lå mindre end 500 m fra toget, havde 7 Skadepar (2/km²), men kun én gammel rede lod sig overhovedet se fra toget.

Denne korte togrækning giver utilstrækkelig metodisk kontrol. Jeg undersøgte derfor, langsomt cyklende, hvilke af de eksisterende

reder indenfor 500 m afstand (målt på kortet) som kunne ses fra vejene. Denne undersøgelse giver vel at mærke meget bedre betingelser end togrundersøgelsen, idet jeg bevægede mig langsomt, tit standsede op, og stort set i forvejen vidste hvor Skaderederne lå.

Registreringen dækkede 30,3 km² med 89 Skadepar. 49% af de aktive og 50% af de gamle reder kunne overhovedet ikke ses fra vejene. Dertil kommer 6 territorier hvis reder (anslået til 6 nye, 6 gamle) ikke blev fundet, hvilket bringer registreringschancen ned til 46%. Registreringen fra vej svækkes videre ved, at det undertiden umuligt kunne afgøres på afstand, hvorvidt en rede var aktiv eller ej. Jeg betvivler stærkt, at man fra toget, med stor hastighed, overhovedet har mulighed for at opdage mere end 1/3 af rederne under de midsjællandske betingelser. En sammenligning af

mine og Møllers (1978) bestandstætheder tyder på, at registreringschancen fra tog endog er endnu lavere.

Tabel 2 sammenligner habitater for reder, der var synlige og ikke synlige fra vej. Forskellen testes med X^2 -test med expectance, idet min nulhypotese er, at observationer fra vej giver et korrekt billede. Det fremgår at vej-observationer gav en god registrering af reder i høje træer nær huse og i frugthaver, og at man frem for alt overser reder i tætte, lave buske og mose-, krat- og skovterræn. Møller (1978) fandt ikke Skadereder i nåletræer på Sjælland, og affejede problemet, at reder i nåletræer kunne overses, med, at Skadens aversion mod at benytte gran »snarere har forøget opmærksomheden på toppen af træerne«. Jeg fandt ingen reder i toppen af større nåletræer, men Skaderne syntes ikke sjældent at yngle i unge, tætte plantager af rød- eller blågran, med reden placeret mindst 5 m inde i plantagen og så lavt (1,5-4,5 m, rel. højde 46% op i træet), at den umuligt kunne ses udefra. Også flere reder i slæen- og hybenbuske var fysisk umulige at se på afstand. Da *Prunus*-arterne (slæen, blomme, mirabelle) næsten manglede som redetræ ved togundersøgelsen (2%), men var godt repræsenteret i mit (42,9%) såvel som Hansens (1950) Lolland-materiale (33%), virker det oplagt, at observationer fra tog heller ikke duer til at afsløre reder i disse træer.

Togundersøgelsen gav åbenbart et rimeligt billede af redens højde over jorden. Jeg vil dog i denne forbindelse udtrykke min skepsis over for Møllers (1978) brug af relativ og absolut redehøjde som uafhængige karakteristika for forskellige Skadebestandes ynglevaner, idet de to, ifølge en regressionsanalyse, forekommer mig at være indbyrdes koblede. Det kan skyldes, at Skaderne vil igangsætte redebygning nær træets top, men i tilpas absolut afstand fra toppen til at stedet er stabilt, når vinden gynger med grenene. Dette medfører, at reder anlagt i et lavt træ automatisk må anlægges relativt lavere end i et højt træ.

Forudsætningerne for kvantitative undersøgelser fra veje og jernbaner kan være rimeligt gode i landbrugsområder med spredte, høje træer og høj redeplacering. Men med adaptive ændringer i redehabitat, som beskrevet her, svigter grundlaget. Mest alvorligt er det, at de lokale ændringer i habitatvalg fremkalder falske og ret drastiske indtryk af ændringer i bestandstæthed.

SLUTBEMÆRKNING

Yderligere undersøgelser behøves for definitivt at klarlægge, hvorvidt den afvigende redeplacering blandt Skaderne på de danske øer er forårsaget af »vildtplejen«. Hvis fortolkningen er korrekt, står vi overfor et tilfælde som, grundigt udforsket bl.a. med farvemærkede bestande, kunne give interessant generel information om, hvilke processer der er involveret ved udviklingen af nye habitatvalg. På den ene side muligheden for adaptive »shifts«, som i første omgang skyldes individuel erfaring, i anden omgang den næste generations prægning til opvæksthabitatet; på den anden side muligheden for ændringer gennem selektion på genetisk bestemte forskelle i habitatvalgmekanisme.

Hvis min fortolkning er korrekt, må vi konkludere, at Husskadens evne til at reagere hensigtsmæssigt i en betrængt situation, gør skadebekæmpelse nærmest nytteløs. Undtagen måske helt lokalt eller hvis bekæmpelsen drives meget intensivt (sml. Slagsvold (1978) angående kragebekæmpelse), opnås nærmest kun, at fuglene går over til en særdeles ubemærket tilværelse. De forsvinder tilsyneladende, dvs. ifølge en overfladisk undersøgelsesmetode, men deres reelle bestandsniveau er formentlig upåvirket.

Hvis skadebekæmpelse overhovedet anses for at være ønskelig (sml. f.eks. Göransson *et al.* 1975) vil jeg derfor mene, at den hovedsagelig må baseres på at begrænse artens fødemuligheder nær husene om vinteren. Resultatet s. 000 antyder, at man måske kan holde Skader væk, lokalt, ved at opsætte kunstige redeatrapper.

Resultaterne bør videre opfattes som en generel advarsel mod at bruge bestandsindexer, uden at man ved ansvarlig metodisk kontrol forsøger at sikre sig, at indexværdierne viser det, man antager de skal vise.

RESUMÉ

Over 31 km² var ynglebestanden af Husskader g.sn. 3,19 par/km², eller ti gange tættere end tidligere tællinger fra tog har antydnet (Møller 1978). Forskellen skyldes, at en stor del af rederne ligger lavt i markhegn, buskadser ved vandhuller, i moser, etc., så de ikke er synlige på afstand. Endog over korte afstande var der

forskel på, i hvilken grad Skaderne har opgivet den normale, let synlige redeanbringelse nær huse, sammenfaldende med lokale forskelle i »vildtpleje«. Lokalt afvigende habitatvalg fortolkes derfor som tillærte adaptive responser på forfølgelse. Skadebekæmpelse påvirker kun bestandstætheden tilsyneladende, derved at habitatvalg og adfærd ændres, så fuglene bliver sværere at registrere. Det kan se ud som om lokal kontrol med bestande, hvis ønskelig, nemmest kan opnåes ved opsætning af redeattraper, idet spredningen i skadebestanden bl.a. skyldes direkte undgåelse af fremmede skadeligende strukturer.

ENGLISH SUMMARY

Population and habitat selection of Magpie, *Pica pica*, on central Zealand, Denmark.

On 31 km², the population density of breeding Magpies averaged 3.19 pairs/km². This is ten times the density estimated by Møller (1978) from nests recorded from the railway line through the area. The difference is due to the fact that many nests are situated very low in hedgerows, coppice, bushes in marl-pits and in swamp vegetation, so that they are invisible at a distance. Even over short distances, there were local differences regarding the extent to which Magpies have abandoned their normal, very visible nesting in trees near houses, corresponding to local differences in »game management«. Local variations in habitat selection are therefore interpreted as acquired responses to direct persecution. The persecution influences the population level of Magpies only apparently, as changes in behaviour and nesting habits make the Magpies hard to detect. It appears that local population control, if desirable, is most easily achieved by erecting magpie-nest decoys, as the dispersion of the Magpie population appears in part to be due to a direct avoidance of foreign, nest-like structures (viz. »witches' brooms«).

LITTERATUR

- Clark, P. J. & Evans, F. C. 1954: Distance to nearest neighbour as a measure of spatial relationships in populations. *Ecology* 35: 445-453.
- Dittrich, W. 1981: Siedlungsdichte und Habitatwahl der Elster (*Pica pica*) in Nordbayern. *J. Orn.* 122: 181-185.
- Göransson, G., Karlsson, J., Nilsson, S. G. & Ulfstrand, S. 1975: Predation on bird nests in relation to antipredator aggression and nest density: an experimental study. *Oikos* 26: 117-120.
- Hansen, L. 1950: En undersøgelse af Husskadens (*Pica pica* (L.)) forekomst, redebygning m.m. *Dansk orn. Foren. Tidsskr.* 44: 150-166.
- Jørgensen, O. Have 1972: Noget om husskade. *Feltornithologen* 14: 104-105.
- Mortensen, P. Hald 1972: Husskadereder optalt fra jernbane. *Feltornithologen* 14: 14-15.
- Møller, A. Pape 1978: Husskadens *Pica pica* bestandstæthed, redeplacering og bestandsændringer i Danmark. *Dansk orn. Foren. Tidsskr.* 72: 197-216.
- Møller, A. Pape 1981: Gråkragens *Corvus corone cornix* redeplacering i et område i Vendsyssel. *Dansk Orn. Foren. Tidsskr.* 75: 69-78.
- Shannon, C. E. & Weaver, W. 1963: The mathematical theory of communication. Urbana: Univ. Press.
- 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.
- Vines, G. 1981: A socio-ecology of magpies *Pica pica*. *Ibis* 123: 190-202.

Forfatterens adresse:
Zoologisk Museum,
Universitetsparken 15, 2100 København Ø.

