

531

OPPDRAKSMELDING

Dødelighet hos fugl
som følge av kollisjoner
mot kraftledninger
i Mørkedalen,
Hemsedalsfjellet

Kjetil Bevanger
Henrik Brøseth
Odd Sandaker



NINA • NIKU

NINA Norsk institutt for naturforskning

Dødelighet hos fugl
som følge av kollisjoner
mot kraftledninger
i Mørkedalen,
Hemsedalsfjellet

Kjetil Bevanger
Henrik Brøseth
Odd Sandaker

NINA•NIKUs publikasjoner

NINA•NIKU utgir følgende faste publikasjoner:

NINA Fagrapport

NIKU Fagrapport

Her publiseres resultater av NINA og NIKUs eget forskningsarbeid, problemoversikter, kartlegging av kunnskapsnivået innen et emne, og litteraturstudier. Rapporter utgis også som et alternativ eller et supplement til internasjonal publisering, der tidsaspekt, materialets art, målgruppe m.m. gjør dette nødvendig. Opplag: Normalt 300-500

NINA Oppdragsmelding

NIKU Oppdragsmelding

Dette er det minimum av rapportering som NINA og NIKU gir til oppdragsgiver etter fullført forsknings- eller utredningsprosjekt. I tillegg til de emner som dekkes av fagrapportene, vil oppdragsmeldingene også omfatte befaringsrapporter, seminar- og konferanseforedrag, års-rapporter fra overvåkningsprogrammer, o.a.

Opplaget er begrenset. (Normalt 50-100)

NINA•NIKU Project Report

Serien presenterer resultater fra begge instituttene prosjekter når resultatene må gjøres tilgjengelig på engelsk. Serien omfatter original egenforskning, litteraturstudier, analyser av spesielle problemer eller tema, etc.

Opplaget varierer avhengig av behov og målgrupper

Temahefter

Disse behandler spesielle tema og utarbeides etter behov bl.a. for å informere om viktige problemstillinger i samfunnet. Målgruppen er "allmennheten" eller særskilte grupper, f.eks. landbruket, fylkesmennesenes miljøvern-avdelinger, turist- og friluftlivskretser o.l. De gis derfor en mer populærfaglig form og med mer bruk av illustrasjoner enn ovennevnte publikasjoner.

Opplag: Varierer

Fakta-ark

Hensikten med disse er å gjøre de viktigste resultatene av NINA og NIKUs faglige virksomhet, og som er publisert andre steder, tilgjengelig for et større publikum (presse, ideelle organisasjoner, naturforvaltningen på ulike nivåer, politikere og interesserte enkeltpersoner).

Opplag: 1200-1800

I tillegg publiserer NINA- og NIKU-ansatte sine forskningsresultater i internasjonale vitenskapelige journaler, gjennom populærfaglige tidsskrifter og aviser.

Bevanger, K., Brøseth, H. & Sandaker, O. 1998. Dødelighet hos fugl som følge av kollisjoner mot kraftledninger i Mørkedalen, Hemsedalsfjellet. - NINA Oppdragsmelding 531: 1-41.

Trondheim, februar 1998

ISSN 0802-4103

ISBN 82-426-0914-4

Forvaltningsområde:

Naturinngrep

Management area:

Major land use change

Rettighetshaver ©:

NINA•NIKU

Stiftelsen for naturforskning og kulturminneforskning

Publikasjonen kan siteres fritt med kildeangivelse

Redaksjon:

Kjetil Bevanger og Lill Lorck Olden

Montering og layout:

Lill Lorck Olden

Sats: NINA•NIKU

Kopiering: Norservice

Opplag: 400

Kontaktadresse:

NINA•NIKU

Tungasletta 2

N-7005 Trondheim

Telefon: 73 80 14 00

Telefax: 73 80 14 01

Tilgjengelighet: Åpen

Prosjekt nr.: 12071

Ansvarlig signatur:



Oppdragsgiver:

Div. energiverk og miljøforvaltningen m.fl.

Referat

Bevanger, K., Brøseth, H. & Sandaker, O. 1998. Dødelighet hos fugl som følge av kollisjoner mot kraftledninger i Mørkedalen, Hemsedalsfjellet. - NINA Oppdragsmelding 531: 1-41.

Fra april 1989 til juni 1995 ble kollisjonsdrepte fugler i tilknytning til fire kraftledningsavsnitt i Mørkedalen på Hemsedalsfjellet (61° 54' N, 8° 30' Ø) registrert. Innenfor samme område ble tetthet av territorielle lirypestegger innenfor 5,75 km² av et jaktterreng kartlagt hver vår. Det ble til sammen funnet 399 døde fugler som antas å være drept på grunn av at de hadde kollidert med kraftledningene, hvorav 318 (80 %) var rype, primært lirype *Lagopus lagopus*, men også fjellrype *L. mutus*. Minst 25 arter ble identifisert. Når funnene fra de fire patruljerte avsnittene benyttes som beregningsgrunnlag ble det i gjennomsnitt funnet 0,35 ryper per km kraftledning om høsten (september-oktober), 2,83 om vinteren (november-mars) og 0,95 om våren (april-mai). I løpet av ett år ble det til sammen gjennomsnittlig funnet 4,12 ± 1,16 (SD) ryper per km kraftledning patruljert (95 % C.L., 1,86-6,38). Det ble ikke funnet kollisjonsdrepte ryper om sommeren (juni – august). For rype ble det ikke påvist signifikante forskjeller i kollisjonsomfang mellom de ulike årene for noen årstid og ingen forskjeller i kollisjonsomfang i tilknytning til de forskjellige ledningsavsnittene. Utlagte ryper ga et bilde av omsetningshastigheten av kollisjonsdrepte fugler. Det var stor variasjon i forhold til hvor lenge de utlagte ryper lå urørt innenfor samme årstid, noe som gjorde at det ikke var signifikante forskjeller i liggetid mellom sesonger. Ryper utlagt om høsten lå imidlertid gjennomsnittlig 6,1 dager (n = 6, SD = ± 5,6), om vinteren 8,3 dager (n = 27, SD = ± 7,2), og om våren 4,3 dager (n = 18, SD = ± 3,5). Totale antall drepte ryper i tilknytning til hele området ble estimert ved at verdier for kollisjonsfrekvens (dvs en feilkorrigert funnfrekvens) ble multiplisert med antall km kraftledninger innen hele området (30 km). Det årlige tapet innen området ble estimert til 579 ryper (95 % C.L., 264-894), dvs et snitt på 19,3 ryper per km kraftledning (95 % C.L., 8,8-29,8). Effekten av å fjerne jordlinen på en 20 kV-ledning ble testet ved å sammenligne antall kollisjonsoffer funnet langs ledningen før fjerning av jordlinen (1989-91) med antall funnet etter at den ble fjernet (1992-94). De andre ledningene ble brukt som kontroll. Det viste seg at kollisjonshyppigheten langs dette ledningsavsnittet omtrent ble halvert de neste tre årene. For perioden 1989 til 1994 ble det i alt skutt 422 ryper i tilknytning til småviltjakt innenfor området. Det betyr at kraftledningene sto for en vesentlig høyere dødelighet enn jakta. Gjennomsnittlig antall vårterritorier hos lirype økte fra 3,7 par per km² i 1989 til 8,7 par i 1995, men det ble ikke funnet noen sammenheng mellom dødelighet hos ryper som følge av kollisjoner med kraftledninger i perioden november-mai og tettheten av rypestegger om våren. Det ble heller ikke funnet noen sammenheng mellom antall ryper som kolliderte om vinteren og tettheten av stegger den påfølgende vår. Det var ingen sammenheng mellom tetthet av territorielle stegger om våren og jaktuttaket samme høst, eller mellom jaktuttaket om høsten og tettheten av territorielle stegger den påfølgende vår. Målinger viste at 10,3 % av ledningstraséene - på begge sider av rydebeltet - hadde bjørkeskog som var 5 meter eller høyere, mens bare vel 2,5 % av de kollisjonsdrepte ryperne ble funnet på steder med så høy bjørkeskog, hvilket indikerte en viss overhyppighet av kollisjoner i åpent terreng. Det syntes å være overrepresentasjon av kollisjoner i terreng som kunne karakteriseres som svakt hellende (>10°, <25°), og når kollisjonsstedene for rype ble plottet på kart over traséenes lengdeprofil, syntes det som flest kollisjoner hadde funnet sted i tilknytning til mindre og større høydedrag eller forsenkninger i terrenget.

Emneord: kraftledninger - fugl - kollisjoner.

Kjetil Bevanger & Henrik Brøseth, Norsk institutt for naturforskning, Tungasletta 2, 7005 Trondheim.
Odd Sandaker, 3565 Storeskar Fjellstue.

Abstract

Bevanger, K., Brøseth, H. & Sandaker, O. 1998. Bird mortality due to collisions with power lines in Mørkedalen, Hemsedalsfjellet, Norway. - NINA Oppdragsmelding 531: 1-41.

Birds killed through colliding with four power-line sections in alpine habitats in Mørkedalen, Hemsedalsfjellet, southern Norway (61° 54' N, 8° 30' E) were recorded from April 1989 to June 1995. In the same area, the density of territorial male willow ptarmigan in spring was mapped in a 5.75 km² large portion of a shoot. A total of 399 birds that were believed to have been killed by colliding with the power lines were found; 318 (80%) of these were ptarmigan, particularly willow ptarmigan *Lagopus lagopus*, but also rock ptarmigan *L. mutus*. At least 25 species were identified among the victims. Using the victims from the four patrolled power-line sections as the basis, it was estimated that an average of 0.35 ptarmigan died per km of power line in autumn (September-October), 2.83 in winter (November-March) and 0.95 in spring (April-May), giving a total of 4.12 ± 1.16 (SD) ptarmigan killed per km of power line patrolled per year (95% C.L., 1.86-6.38). No ptarmigan killed by the power lines were found during the summer (June – August). The number of collisions did not differ significantly from one year to another in any season, or between the four power-line sections. Some dead ptarmigan were placed along the power-line sections to gain an impression of the turnover rate of victims. Because the time that passed before the birds were removed by scavengers varied greatly from one season to another, no statistically significant differences between the seasons were found as regards how long the birds remained untouched. Ptarmigan emplaced in autumn were left untouched for an average of 6.1 days (n = 6, SD = ± 5.6), in winter for 8.3 days (n = 27, SD = ± 7.2), and in spring for 4.3 days (n = 18, SD = ± 3.5). The total number of ptarmigan killed by power lines in the whole area was estimated by multiplying the collision frequency (i.e. a bias-corrected finding frequency) by the total length of power lines within the area investigated (30 km). This figure was estimated to be 579 ptarmigan (95% C.L., 264-894), i.e. an average of 19.3 ptarmigan per km of power line (95% C.L., 8.8-29.8). The effect of removing the earth wire (located below the conductors) on a 20 kV power line was tested by comparing the number of victims found before (1989-91) with the number found after its removal (1992-94). The other power-line sections were used as control sections. The number of accidents was almost halved. Since 422 ptarmigan were shot in the area during the open seasons in 1989 to 1994, the power lines represent a significantly more important mortality factor than the shooting. The average number of spring territories for willow ptarmigan increased from 3.7 pairs per km² in 1989 to 8.7 pairs in 1995, and no relationship was found between willow ptarmigan mortality resulting from collisions with power lines in the period November-May and the density of male willow ptarmigan in spring. Nor were any relationships found between the number of ptarmigan colliding in winter and the density of male willow ptarmigan the following spring or between the density of territorial males in spring and the number of ptarmigan shot during the previous open season. Birch woodland comprised of trees that were 5 m or taller was present along 10.3% of the power-line sections - on both sides of the clear-felled corridor - whereas only about 2.5% of the ptarmigan victims were found in such locations. This indicates that more collisions take place in open terrain and terrain that can be characterised as gently sloping (10-25°). When the ptarmigan collision sites were plotted on a longitudinal profile of the power-line corridor, it appeared that most collisions took place in depressions or on hilltops.

Key words: power lines - birds - collisions

Kjetil Bevanger & Henrik Brøseth, Norwegian Institute for Nature Research, Tungasletta 2, N-7005 Trondheim, Norway. Odd Sandaker, N-3565 Storeskar Fjellstue, Norway.

Forord

Norsk institutt for naturforskning startet 1 april 1989 et prosjekt for å belyse omfang av fuglekollisjoner mot kraftledninger i Mørkedalen i Hemsedal. Resultatene fra perioden 1989-92 ble rapportert i NINA Oppdragsmelding 193. Herved fremlegges prosjektets sluttrapport. Ved siden av NINAs grunnbevilgning er prosjektet finansiert gjennom støtte fra miljøvernmyndigheter og norske energiverk (se **vedlegg 1**). Prosjektet har hatt et nært samarbeid med Hemsedal kommunale elektrisitetsforsyning, som etter at prosjektet hadde gått i 3 år foretok tekniske modifiseringer (fjernet underliggende jordline) ved en av de patruljerte traséene (20 kV) for å se om dette påvirket kollisjonsomfanget. I den forbindelse takkes direktør Karl Henrik Amundsen for såvel økonomisk som praktisk hjelp. Vi vil også takke Marianne Sandaker, Kåre Berntsen og Ole Nils Århus for verdifull feltassistanse samt viltforvalter Bjarne Smukkestad for godt samarbeid. En spesiell takk til Morten Fjeldstad som bl a har utført til dels avansert fjellklatring for å få tak i radiosendere som kongeørn og andre rovfugler har fraktet opp til sine reirhyller og spisesteder sammen med rypene. Georg Bangjord og Bård Stokke takkes for verdifull assistanse ved artsidentifisering av fjærrester og Jo Wattum for tilrettelegging og punching av data. Odd Sandaker har vært ansvarlig for feltarbeidet.

Trondheim februar 1998

Kjetil Bevanger
prosjektleder

Innhold

Referat.....	3
Abstract.....	3
Forord.....	4
1 Innledning.....	5
2 Metoder og materiale.....	7
3 Resultater.....	11
3.1 Kollisjoner.....	11
3.1.1 Artsfordeling.....	11
3.1.2 Estimert kollisjonsomfang.....	14
3.2 Topografi.....	14
3.3 Teknisk design.....	18
3.4 Utleggingsforsøk.....	18
3.5 Vårterritorier og jaktuttak.....	18
4 Diskusjon.....	21
4.1 Metodikk og feilkilder.....	21
4.2 Artsfordeling.....	22
4.3 Beregning og betydning av dødelighet.....	22
4.4 Topografi.....	23
4.5 Teknisk design.....	24
4.6 Utleggingsforsøk.....	24
4.7 Vårterritorier og jaktuttak.....	25
5 Kunnskapsstatus.....	25
5.1 Arter involvert i kollisjonsulykker.....	25
5.2 Kollisjonsregulerende faktorer.....	26
5.2.1 Biologiske aspekter.....	26
5.2.2 Topografiske aspekter.....	27
5.2.3 Meteorologiske og geografiske aspekter.....	28
5.2.4 Tekniske aspekter.....	29
5.3 Populasjonsmessige aspekter.....	30
6 Sammendrag, konklusjoner og tilrådinger.....	32
7 Litteratur.....	35
Vedlegg 1.....	41

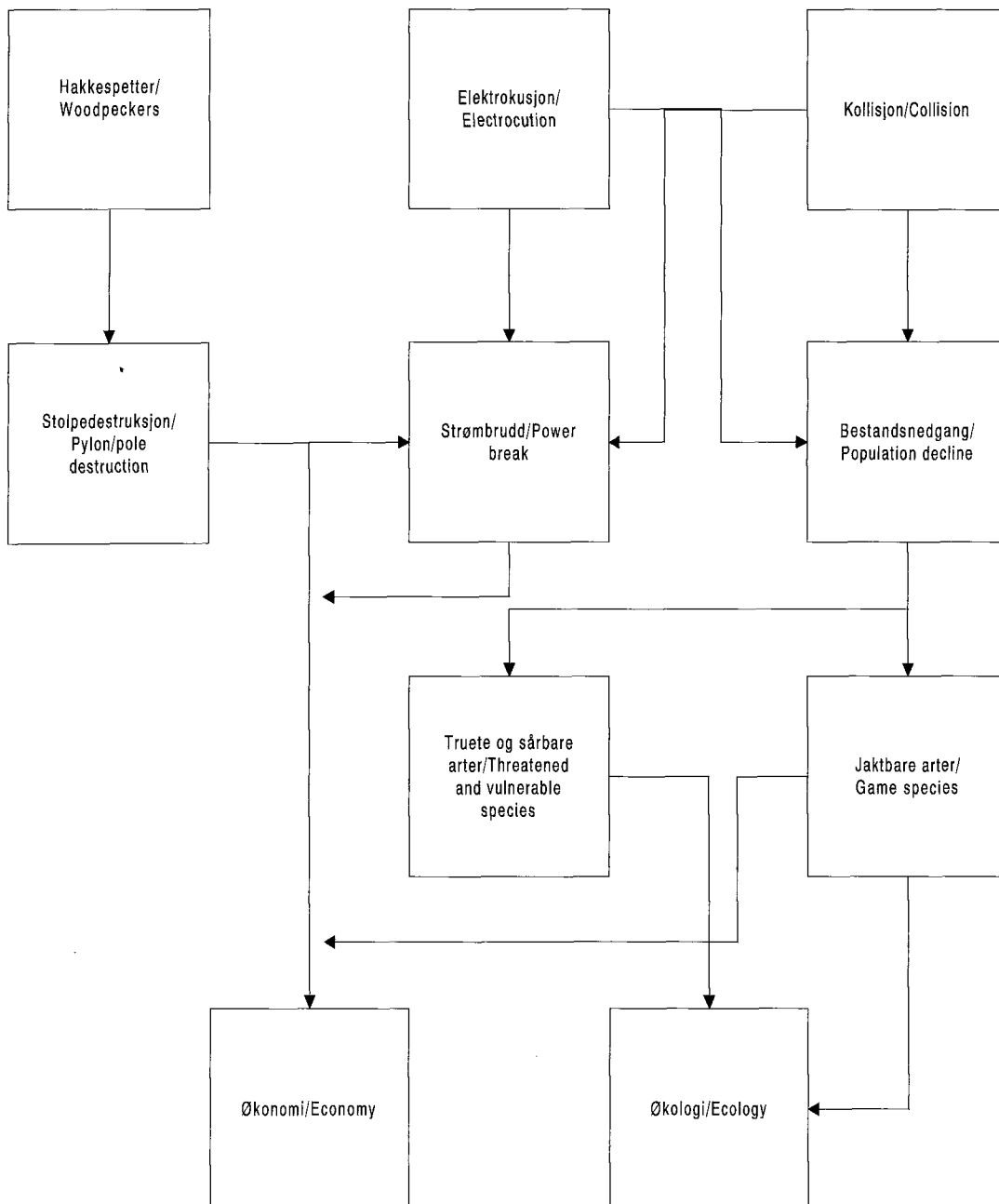
1 Innledning

Uforutsette effekter av kraft- og telefonledninger for fugl ble påpekt av såvel ornitologer som ingeniører relativt tidlig (jf Coues 1876, Emerson 1904, Grotli 1922, Michener 1928), og problematikken kan grovt grupperes innen to hovedtema; (i) biologiske og økologiske, og (ii) sosioøkonomiske/-politiske (jf Bevanger 1994a, 1995a) (figur 1).

Biologiske problemstillinger er i første rekke knyttet opp mot populasjonsmessige forhold, f. eks. om tilleggss dødelighet hos en bestemt fugleart som følge av kollisjoner mot kraftledninger kan virke negativt på

bestandsutviklingen. Økologiske aspekter er bl.a. knyttet til fare for spredning av botulisme på grunn av fuglekadavre som råtner under kraftledninger (jf Malcolm 1982, Eklund & Dowell 1987). Stor dødelighet av fugl i bestemte områder kan også tenkes å bidra til å opprettholde høy tetthet av åtseletere og rovdyr (Bevanger et al. 1994).

Sosioøkonomiske/-politiske aspekter er knyttet til økonomiske og etiske forhold. Strømbrydd på grunn av at fugl enten kolliderer med kraftledninger eller forårsaker kort- eller jordslutning (elektrokusjon), kan ha betydelige økonomiske konsekvenser i forhold til økende krav om stabil strømforsyning (Bevanger 1994a). Et annet aspekt av økonomisk betydning er at hakkespetter



Figur 1 Skjematisk fremstilling av konfliktområder knyttet til energiforsyning og fugler. - *Outline of conflicts associated with energy supply and birds.*

årlig ødelegger kraftledningsstolper av tre for store summer (Bevanger & Thingstad 1988, Bevanger 1995b, 1997). Nedsatt jaktutbytte og forringelse av jaktområders utleieverdi som følge av kryssende kraftledninger reiser også økonomiske problemstillinger. Dette er spørsmål som har vært gjenstand for rettsaker både i Amerika og Europa, særlig i forhold til våtmarksfugl (Hobbs 1987). I Norge er tilsvarende spørsmål brakt inn for domstolene på grunn av hønsefugl (jf Nordmøre herredsrett 1988, Frostating lagmannsrett 1989, Salten herredsrett 1996).

De etiske aspektene er, ved siden av at mange reagerer sterkt følelsesmessig på at fugl lemlestes og drepes på grunn av luftledninger, knyttet til sårbare og truede arter (Bevanger 1993a, 1994a). Spørsmål knyttet til bevaring av biologisk mangfold inneholder elementer av såvel økonomisk som etisk karakter.

Problemer i tilknytning til hakkespettødeleggelser av trestolper, kollisjoner mot kraftledninger og elektrokusjon fikk i løpet av 1980-årene økt oppmerksomhet i Norge, og ulike initiativer ble tatt i denne sammenheng både fra energi- og miljøforvaltningssektorene (jf Hillestad et al. 1981, Ålbu 1983, Bevanger 1988a, Bevanger & Thingstad 1988, Forprosjektet kraftledninger og fugl 1988). Senere er det også utført undersøkelser i Finnmark (Bevanger 1993b), i Vestfold (Bevanger 1994b) og på Jæren (Munkejord 1996). Men på tross av at de siste 25 år kan sies å ha akkumulert betydelige mengder data i tilknytning til dette problemkomplekset, har informasjonen til dels vært vanskelig tilgjengelig fordi det meste har vært publisert som interne rapporter eller mindre notiser i lokale tidsskrifter. Avifaunistiske utredninger og konsekvensanalyser i tilknytning til kraftledningsprosjekter har i stor utstrekning fokusert på kvantitative aspekter samt tekniske løsninger og forebyggende tiltak. Slike konsekvensutredninger har naturlig nok hatt små ressurser til faglig fordypning, noe som bl a har resultert i at kompleksiteten i problemstillingene har vært dårlig forstått og at det i mange tilfeller har vært gjort forsøk på å finne generelle løsninger på problemer som må løses gjennom spesielt innrettede og forskjellige tiltak. Det finnes knapt to fuglearter som f eks kan rangeres helt likt i forhold til kollisjonsutsatthet med en luftledning ettersom morfologi, aerodynamiske ferdigheter, atferd og andre livshistorietrekk er sterkt varierende.

For å forstå hvorfor luftledninger og andre menneskeskaptelufthindringer kan skape problemer for fugler, er det viktig å huske at alle arter og ethvert individ er "fange" av en evolusjonær fortid (f eks Futuyma 1986). I dette ligger blant annet at det er begrensninger for hvordan, og hvor raskt, den naturlige seleksjonen klarer å tilpasse dyr og fugler til nye miljøbetingelser.

Stokastiske episoder og naturkatastrofer som jordskjelv, vulkanutbrudd, skogbrann, orkan osv, kan bidra til voldsomme miljøendringer, men det er mennesket som i

størst utstrekning har opptrådt som modifierende faktor i forhold til omgivelsene, spesielt i løpet av de siste 100 årene. Ulike dyregrupper har forskjellige forutsetninger for å kompensere for endringer i miljøet, det være seg endringer av temporær eller permanent karakter. Selv om f eks fugler morfologisk og aerodynamisk er tilpasset et liv i luften, så vil en slik tilværelse alltid være en balanse, med små marginer i forhold til det å skulle overleve eller ikke. Det finnes mange observasjoner av at fugler ikke har behersket ekstrem situasjoner, eller "feilvurder" situasjonen - f eks sjøfugl som er blitt tatt av bølgeene eller har krasjlandet i fuglefjellet på grunn av plutselige kastevinder.

Kraftledninger og andre tekniske installasjoner som er knyttet til den kraftforsyning et moderne samfunn er avhengig av, er i løpet av 50-100 år blitt en del av miljøet i de fleste naturtyper. Disse konstruksjonene har ingen fugleart gjennom naturlig seleksjon blitt programmert til å unngå eller omgås på en måte som utelukker konflikter. I årenes løp har millioner av fugler blitt drept - ikke bare mot luftledninger, men mot bl a **TV- og radiomaster** (Laskey 1957, 1962, 1964, Brewer & Ellis 1958, Cochran & Graber 1958, Parmalee & Parmalee 1959, Caldwell & Cuthbert 1963, Feehan 1963, Janssen 1963, Parmalee & Thompson 1963, Abele 1966, Caldwell & Wallace 1966, Pierce 1969, Browne & Post 1972, Bierly 1973, Goodpasture 1974a, b, 1975, 1976, 1978, Rudström 1977, Seets & Bohlen 1977), **gjerder** (f eks Banko 1960, Stewart 1973, Jonkers & Smith 1984, Bevanger 1991a, 1995e, Bevanger & Henriksen 1996, Allen & Ramirez 1990), **vinduer** (Dunbar 1949, Bauer 1960, Klem 1979, 1989, 1990a, b, Harpum 1983), **vindmøller** (Alerstam & Karlsson 1977, Rogers et al. 1977, Phillips 1979, Lawrence & Strojjan 1980, Karlsson 1983, Møller & Poulsen 1984, Pacific Gas and Electric Company 1984, 1985, Waco & Batham 1984, Kirtland 1985, Ultrasystems 1985, Winkelmann 1985, 1992a, b, c, d, Moretti & Divone 1986, Portland General Electric Company 1986, Bonneville Power Administration 1987, Orloff & Cheslak 1987, Anderson & Estep 1988, Haussler 1988, Estep 1989, Pedersen & Poulsen 1989, BioSystems 1990, Howell & DiDonato 1991, Howell et al. 1991, Mehlum 1977), **skyhøydemålere** (ceiometre) (Aldrich et al. 1966, Avery et al. 1976, Orloff 1992, Orloff & Flannery 1992), **fyrlykter** (Munroe 1924, Ruttledge 1950, 1954, Karlsson on 1977), **gassflammer** (Davis 1940, Newman 1960, Lid 1977, Bourne 1979, Merrie 1979, Sage 1979a, b), og **biler** (Komarek & Wright 1929, Göransson et al. 1979, Havlin 1987, Burger & Gochfeld 1992, Illner 1992, Dickson & Dickson 1993). (For bibliografier vises til jf Avery et al. (1980) og Hebert & Reese (1995).

Sentrale målsettinger ved prosjektet i Mørkedalen har vært å

- vurdere omfang av dødelighet hos fugl, som følge av kollisjoner mot kraftledninger

- vurdere bestandsmessige konsekvenser av kollisjoner som dødelighetsfaktor hos rype i forhold til andre dødelighetsfaktorer som f eks jaktuttak
- identifisere årsakssammenhenger mellom kollisjoner og 1) rypers atferdsmønstre, 2) topografiske forhold/traséføring og 3) ledningskategori/teknisk utforming.

Foreliggende rapport inneholder også en kunnskapsstatus av generell karakter omkring problemer knyttet til fugl og kollisjoner med kraftledninger.

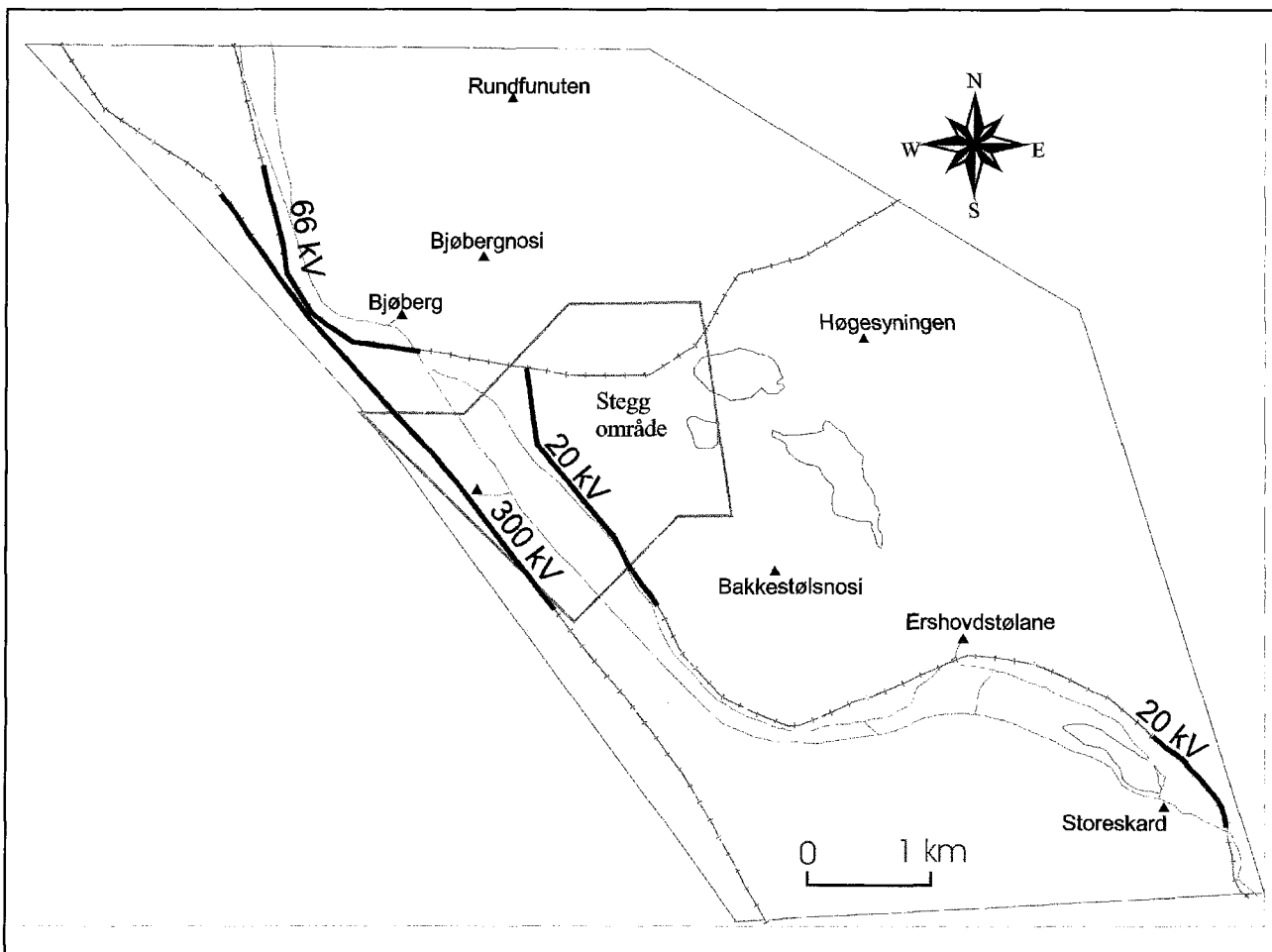
I 1994/-95 ble til sammen 27 ryper fanget og påmontert radiosendere. Hovedmålsettingen med dette var å dokumentere fuglenes dødsårsaker. Denne delen av prosjektet ble fulgt opp med peiling av de merkede rypene i 1995/96. Det var planlagt å merke flere ryper vårvinteren 1996, men på grunn av snø- og værforhold ble dette ikke mulig. Heller ikke vinteren 1996/97 var det mulig å fange ryper ved den fangstmetodikken det var lagt opp til (bur med snubletråd). Nye fangstforsøk vil imidlertid bli gjort vårvinteren 1998 hvis været tillater. Denne delen av prosjektet vil med andre ord bli forsøkt videreført, og vil derfor bli rapportert senere.

2 Metoder og materiale

Geografisk beliggenhet. Undersøkellesområdet ligger i Mørkedalen i Buskerud, på Hemsedalsfjellet (61° 54' N, 8° 30' Ø), ca 1000 m o h, i tilknytning til et omlag 50 km² stort jaktterreng dominert av nordboreal bjørkeskog og mindre myrområder i de lavereliggende delene, og snau fjell over ca 1200 m (jf Bevinger 1990a). Området representerer et typisk sørnorsk jaktterreng for rype, men det er bare arealene under 1200 m o h som er å betrakte som lirypeterreng. Nærmere beskrivelse av undersøkelsesområdet er gitt i NINA Oppdragsmelding 49 og 193 (Bevinger 1990a, Bevinger & Sandaker 1993).

Kraftledningskategorier. Området har tre ulike kraftledningskategorier; 20, 66 og 300 kV. Av disse er 4 utvalgte avsnitt, på til sammen 11 km, patruljert (**tabell 1**). Ytterligere ca 20 km kraftledninger (av tilsvarende kategorier) er lokalisert innen området eller nærmere enn 1,5 km fra dets yttergrenser (**figur 2**).

Datainnsamlingsprosedyrer. Data ble innsamlet ved at en person (sammen med en eller flere fuglehunder) gikk



Figur 2 Oversiktskart som viser undersøkelsesområdet i Mørkedalen, Hemsedal. Patruljerte kraftledningsavsnitt er uthevet, og yttergrensen for området hvor det er foretatt vårtelling av territorielle stegger er markert med stiplet linje. – Map showing the area in Mørkedalen, Hemsedal, where the investigation took place. The patrolled power-line sections are in bold, and the boundary of the area where territorial male willow ptarmigan were mapped is shown by a dotted line.

Tabell 1 Tekniske data for 4 kraftledningsavsnitt patruljert med henblikk på å finne kollisjonsdrepte fugler i Mørkedalen 1989-95.
 - *Technical data for 4 power-line sections searched for collision victims in Mørkedalen in 1989-95.*

Kraftledningsavsnitt Power-line section	1	2	3	4	Total
Spenning (kV) <i>Voltage (kV)</i>	300	66	20	20	
Distanse patruljert (m) <i>Distance searched (m)</i>	5000	2500	2500	1000	
Antall patruljeringer <i>No. of patrols</i>	376	376	375	279	
Tid og patruljeringsdistanse (km) <i>Time and distance patrolled (km)</i>					
April-mai - <i>April-May</i>	405,5	204,1	205	56	870,6
Juni-august - <i>June-August</i>	320	158,7	160	37	675,7
Sept.-okt. - <i>Sept.-Oct.</i>	323	160,7	160	51	694,7
Nov.-mars - <i>Nov.-March</i>	809,4	407,5	412,5	134,9	1764,3
Total patruljeringsdistanse (km) <i>Total distance patrolled (km)</i>	1857,9	931,0	937,5	278,9	4005,3
Patruljeringsperiode (første/siste patruljering) <i>Patrol period (first/last patrol)</i>	01.04.89/ 31.05.95	01.04.89/ 31.05.95	01.04.89/ 31.05.95	05.10.90/ 31.05.95	
Antall faseledere – nivå <i>No. of phase conductors/levels</i>	3/1	3/1	3/1	3/1	
Antall jordlinjer/ <i>No. of earth wires</i>	2	-	1	1	
Faseleder diameter (mm) <i>Phase conductor diameter (mm)</i>	35,10	12,33	12,33	12,33	
Jordlinediameter <i>Earth wire diameter (mm)</i>	18,27	-	12,33	12,33	
Mast-/Stolpehøyde (m) <i>Pylon/pole height (m)</i>	20-30	10-12	8-10	8-10	
Avstand mellom faseledere (m) <i>Distance between phase conductors (m)</i>	9,2	ca 3,0	ca 1,5	ca 1,5	
Konstruksjonsår <i>Construction year</i>	1974	1971/72	1977	1990	
Ryddebeltets bredde (m) <i>Width of clear-felled area (m)</i>	ca 35	ca 20	ca 10	ca 10	

langs de utvalgte kraftledningsavsnittene og lette etter kollisjonsdrepte fugler og fjærrester (jf Bevanger 1988a, 1990a, Bevanger & Sandaker 1993, Bevanger in press a). Det primære søkområdet var ledningenes ryddebelte, dvs under selve linene og 5-10 m på hver side av de ytre faselederne. Dette arealet ble gjennomført så grundig som mulig ved å krysse fram og tilbake. På snøføre ble enten ski eller snøscooter benyttet.

Takseringsintervall var én taksering hver 5. dag høst-, vinter- og vårmånedene (september-mai), og hver 10. dag om sommeren (juni-august). Vinters tid var imidlertid værforholdene noen ganger så dårlig at mindre justeringer var nødvendig, og takseringer ble i enkelte tilfeller avbrutt slik at bare deler av traséen ble patruljert. Problemer med å fullføre/gjennomføre takseringer kunne også skyldes flomstore bekker som ble umulig å forsere på grunn av snøsmelting og/eller mye regn (ledning 1 og 2). Ved utregninger av observasjonsfrekvens ble det korrigeret for nedkorting i patruljeringsdistanse. Enkelte takseringer ble foretatt i sterk vind og snøfokk, noe som medførte sterkt forringete sjanser til å finne kollisjons ofre.

Eget kodeskjema ble benyttet ved innsamling av data (jf Bevanger 1990a). Funn ble dokumentert gjennom innsamling av kollisjonsdrepte fugler, fjær, bein eller andre rester. Dette var også viktig for å hindre dobbeltregistreringer. Funnene ble kategorisert i fem grupper; ulykken hadde funnet sted i løpet av (i) de siste 24 t, (ii) de siste 2 dagene, (iii) siste uke, (iv) siste måned, og (v) restene var minst én måned gammel og tidspunktet for påflyging kunne vanskelig tidfestes ut over årstid (Bevanger 1995d).

Estimering av kollisjonsomfang. Antall kollisjonsdrepte fugler som blir funnet i tilknytning til kraftledningstraséer som patruljeres regelmessig er minimumstall. Det virkelige antall fugler som skades og drepes kan være betydelig høyere på grunn av metodiske forhold. De viktigste feilkildene det må korrigeres for kan grupperes i tre hovedkategorier (Bevanger in press a): 1) Feilkilder knyttet til selve patruljeringen og gjennomføringen av denne. Denne feilkilden er knyttet til antall personer som deltar under lettearbeidet, deres erfaring, måten lettearbeidet utføres på osv. 2) Det vil oppstå spesielle feilkilder på grunn av lokale forhold, såkalte

stedsavhengige feilkilder. Dette kan være aspekter knyttet til f eks topografi, klima og teknisk utforming av ledningene, såvel som lokale faunistiske og vegetasjonsmessige forhold. 3) Ytterligere feilkilder er knyttet til selve objektene, dvs kollisjonssofrene. Ulike fugler vil ha ulik oppdagbarhet avhengig av bl a kroppsstørrelse og farge på fjærdrakten. Det vil også være aspekter knyttet til fuglenes kroppsvæker, flukthastigheter og flukthøyder, fordi dette kan påvirke hvorvidt en kollisjon mot en ledning vil være fatal eller ikke.

Tallene for kollisjonsdrepte fugler som fremkom gjennom feltarbeidet ble derfor korrigert ved å benytte et sett med korreksjonsfaktorer (Bevanger 1995c). Følgende prosedyre ble fulgt:

Vi lot **N** betegne det totale og virkelige antall kollisjonssofre langs en kraftledningstrasé. Den andel av disse som ble oversett på grunn av "crippling bias" ble betegnet som **1-pbk** (pbk = prosentvis andel fugler som kolliderer og som blir drept umiddelbart og faller ned i kraftledningens ryddebelte; Meyer 1978). Den inverse verdien av dette (1-pbk) betegner altså andel fugler som blir skadet, men som ikke dør umiddelbart og følgelig kan havne langt utenfor det området som kan gjennomføres ved patruljeringen. Den andel kollisjonsoffer av de gjenværende **pbk • N** ofrene som forblir uoppdaget på grunn av habitatets beskaffenhet ("habitat bias") ble betegnet som **1-ps** (ps = andelen av ledningstraséen det er mulig å undersøke, og ikke utilgjengelig på grunn av f eks tett krattvegetasjon; jf James & Haak 1979). Den inverse verdien, 1-ps, representerer m.a.o. den andelen av kraftlednings-traséen som ikke kan gjennomføres effektivt. Den andel av de gjenværende **ps • pbk • N** ofrene som ikke oppdages på grunn av "scavenger bias" ble betegnet med **1-pnr** (pnr = prosentvis andel av kollisjonssofrene som ikke har blitt fjernet av åtseletere før ledningstraséen ble gjennomført; jf Meyer 1978). Den inverse verdien, dvs 1-pnr, representerer m.a.o. den andel av kollisjonssofrene som er blitt tatt av åtseletere, og som ikke lenger blir identifisert som et kollisjonsoffer. Den andel av de gjenværende **pnr • ps • pbk • N** ofrene som forblir uoppdaget på grunn av "search bias", ble

betegnet med **1-pbf** (pbf = prosentvis andel av døde fugler funnet av feltmedarbeiderne på bakgrunn av gjenfunnstester med kunstig utlagte fugler; Meyer 1978). Den inverse verdien av dette, 1-pbf, representerer m.a.o. den andel fugler som feltmedarbeiderne overser under feltarbeidet på grunn av deres individuelle evner til å oppdage kollisjonssofre i terrenget.

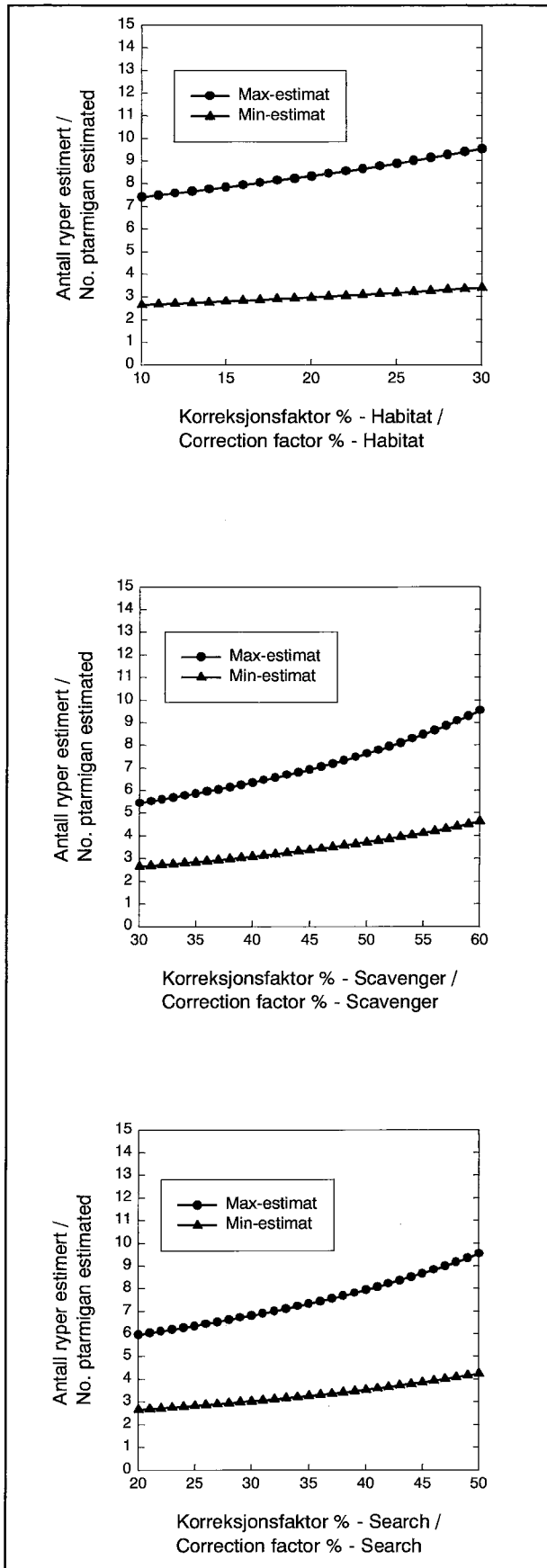
Det totale antall døde fugler som blir funnet, **tdb** er følgelig gitt ved ligningen **tdb = pbf • pnr • ps • pbk • N**. Det totale, reelle tapet, **N**, er gitt ved **tdb/(pbf • pnr • ps • pbk)**.

Det ble ikke foretatt systematiske undersøkelser for å teste "habitat bias". På bakgrunn av subjektiv bedømmelse ble det anslått at 10-30 % av ryddebeltet var umulig å undersøke effektivt. På denne bakgrunn ble denne korreksjonsfaktoren satt til henholdsvis 30 %, 20 % og 30 % for høst, vinter og vår. I forhold til "crippling bias" ble korreksjonsverdiene satt konstant til 25 % for høst, vinter og vår, da denne antas å være uavhengig av årstid. Det ble ved flere anledninger sporet og funnet sårete og døde fugler som hadde klart å fjerne seg langt vekk fra kraftledningens ryddebelte. Det ble ikke foretatt spesielle tester i forhold til "search bias". På bakgrunn av erfaring fra andre undersøkelser (Bevanger 1995e) ble imidlertid verdiene satt til henholdsvis 20 %, 50 % og 20 %. På bakgrunn av utleggingsforsøkene ble "scavenger removal" vurdert til henholdsvis 60 %, 30 % og 40 % for høst, vinter og vår (**tabell 10-13**). Dette er en feilkilde som naturlig nok vil variere fra år til år ettersom bestanden av arter som rev, kråke og kongeørn også vil variere.

Ved estimering av reelle tap (N) er det altså tatt hensyn til de viktigste feilkildene knyttet til datainnsamlings-prosedyren, og på bakgrunn av en *funnfrekvens*, FF, kommet frem til en *kollisjonsfrekvens*, AFF (dvs en korrigert verdi av FF). Med funnfrekvens menes antall ryer funnet per km av kraftledningsavsnittet som undersøkes i løpet av en nærmere definert tidsperiode. **Tabell 2** viser hvilke korreksjonsfaktorer som er benyttet. Korreksjonsverdiene (pbf, pnr, ps og pbk) er altså 1 minus de prosentvise korreksjonsverdiene i tabellen, delt på 100. På bakgrunn av disse vil de totale

Tabell 2 Sesongmessige korreksjoner (% oversett under feltarbeidet) brukt til å estimere antall ryer som kolliderer mot kraftledninger. Korreksjonsverdiene beskrevet i teksten (pbf, pnr, ps og pbk) er 1 minus disse verdiene delt på 100. A = høst (september-oktober), W = vinter (november-mars), S = vår (april - mai). "Total" betegner den kumulative korreksjonen multiplisert med det totale antall kollisjonsoffer funnet (tdb). Det vises til teksten for nærmere beskrivelse av estimeringsprosedyren. - *Seasonal corrections (% overlooked during the field work) used to estimate the number of ptarmigan that collide with high tension power lines. The correction values described in the text (pbf, pnr, ps and pbk) are 1 minus these figures divided by 100. A = autumn (September-October), W = winter (November-March), S = spring (April-May). "Total" denotes the cumulative correction multiplied by the total number of collision victims found (tdb). The estimating procedure is described in the text.*

Korreksjonsfaktorer - Correcting factors														
Search bias (pbf)			Scavenger removal (pnr)			Habitat bias (ps)			Crippling bias (pbk)			Total		
A	W	S	A	W	S	A	W	S	A	W	S	A	W	S
20	50	20	60	30	40	30	20	30	25	25	25	5,95tdb	4,76tdb	3,97tdb



Figur 3 Diagrammene viser hvordan estimatene av drepte ryper funnet under 4 kraftledningsavsnitt i Hemsedal varierer med verdiene av de korreksjonsfaktorer som er benyttet. – The diagrams show how the estimates of how many dead willow ptarmigan are found along 4 power-line sections in Hemsedal vary according to the value of the correction factors used.

tapene for rype om høsten bli $tdb/(0,8 \cdot 0,4 \cdot 0,7 \cdot 0,75) = tdb/0,168$. Dette medfører at $AFF = 1/0,168 \cdot FF$, dvs. at $AFF = 5,95 \cdot FF$. Antall funn i løpet av høsten må m.a.o. multipliseres med en faktor på 5,95 for å få reelle tapstall. **Figur 3** viser hvordan ulike verdier for korreksjonsfaktorene påvirker estimatene for antall kollisjonsdrepte ryper. Spesielt vil en endring av verdiene for "search" og "scavenger" gjøre betydelige utslag. De valgte korreksjonsverdiene antas imidlertid å være konservative og er basert på en kombinasjon av erfaringer og data fra feltarbeidet i Hemsedal, andre steder i Norge, og data fra litteraturstudier. Det må imidlertid understrekes at enkelte vurderinger nødvendigvis vil være subjektive og delvis betraktes som kvalifiserte gjetninger. For nærmere vurdering av de enkelte feilkildene vises til Bevanger (1995c).

Fugleregistreringer. Bestanden av ryper og andre større fuglearter (over trostestørrelse) ble dokumentert gjennom at alle individer som ble skremt opp, eller på annen måte observert under takseringene, ble notert. At ryper tidvis opptre i flokk, sammen med vegetasjonsmessige og topografiske forhold, gjorde det vanskelig å få eksakte tall for antall levende fugl langs traséene. Alle registreringer av ryper ble derfor, uansett om det ble observert en flokk, et par, et kull eller enkeltindivider, betraktet som "én observasjon". Inndeling i fire "årstider" ble basert på økologiske vurderinger (Bevanger 1995d).

Topografiske data. På hvert funnsted ble det registrert tekniske og topografiske parametre; linehøyde, terrengets hellingsgrad, trehøyde, avstand til skogkant osv. For eksakt måling av høyde over bakken av faseledere og jordliner, og for høyde av trær, ble Suunto hypsometer PM-5/1520 benyttet. Hellingsgrad ble subjektivt bedømt. For å få et bilde av "gjennomsnittsterrenget" langs traséen, dvs frekvensfordelingen langs hele takseringstraséen av de samme parametre som ble målt ved funnstedene, ble det på samme måte som ved funnstedene foretatt topografi- og linehøydemålinger for hver 100 m langs alle fire linene. Faseledershøyde, trehøyde, avstand til skogkant og terrenghelling på tvers av, og parallelt med, traséen ble målt. Høyden til jordliner i forhold til faseledere varierer relativt lite og for 20 og 300 kV-ledningene lå jordlinene henholdsvis ca 1,5 under og ca 3 m over faselederne.

Tekniske modifiseringer. I slutten av mars 1992 ble underliggende jordline på 20 kV-ledningen (ledningsavsnitt 3), fjernet. For øvrig fortsatte datainnsamlingen som tidligere. Dette ble gjort for å se om tekniske modifiseringer hadde noen innvirkning på kollisjonshyppigheten.

Utleggingsforsøk. Lokal "omsetningshastighet" av ledningsdrept fugl (dvs fugl fjernet av åtseletere), ble registrert gjennom utleggingsforsøk med ryper. I tidsrommet oktober 1989 til april 1991 ble det plassert

ryper tilfeldig langs alle 4 ledningstraséer, i alt 51 utlegginger. Tiden det tok før fuglen ble nedsnødd, fjernet eller bespist av rovdyr/åtselere, ble kontrollert og ført på eget skjema (jf Bevanger 1990a). Utleggingsstedene ble merket slik at utlagte fugler ikke skulle forveksles med kollisjons ofre og fordelt over lengre perioder slik at de ikke skulle skape en kunstig god nærings situasjon for åtselere i området. Avstanden mellom utleggene ble også holdt høyt.

Jaktuttak og rypeterritoriekartlegging. Undersøkelsesområdet har én grunneier og ett sameie. I sameiet tillates årlig jakt med fire til seks rypejegere innen de respektive terrengene, dvs at høstingseffektivitet og høstingsomfang målt i antall jegerdager forutsettes å være tilnærmet likt fra år til år. Jakten skjer i første rekke i september og oktober. Uttaket ble hver høst rapportert til de to områdeforvalterne. I perioden 1989 til 1992 ble ca 12 km² av jakterrenget kartlagt med hensyn til antall territoriale rypestegger, i fra 1991 til 1995 ble ca 5,75 km² kartlagt. Territoriene ble kartlagt morgen og kveld i pardanningsperioden i april og mai (jf Pedersen et al. 1983). I samme periode ble området også gått over med fuglehund (jf Myrberget 1976). Takseringsresultatene fra 1989-90 for tettheten av territoriale stegger ble justert med en korreksjonsfaktor som ble funnet ved å se på differansen i tetthet innenfor det 12 km² store området og det 5,75 km² store takseringsområdet. Denne forskjellen ble funnet ved at tettheten ble beregnet i begge områdene i 1991 og 1992.

3 Resultater

3.1 Kollisjoner

Det ble til sammen registrert 399 sikre kollisjons ofre under de ordinære patruljeringene (**tabell 3**). I tillegg ble det ved enkelte anledninger observert skadet (men flygedyktige) fugler i tilknytning til traséene; skader som sannsynligvis var resultat av kollisjoner. Dessuten ble det funnet kollisjonsdrepte fugler under trening av hund langs ledningene. Jegere og fotturister rapporterte også om funn av kollisjonsdrepte fugler.

I løpet av feltarbeidet ble det ved ett tilfelle observert at en lirype kolliderte med en kraftledning. På grunn av at kollisjons ofre raskt tildekkes av snø, ble 52,4 % av funnene kategorisert til gruppe 5, dvs funn som bare kunne tidfestes til årstid i forhold til når ulykken hadde funnet sted.

3.1.1 Artsfordeling

Det var minst 25 arter blant kollisjons ofrene. I alt 318 (80 %) av funnene var imidlertid rype, primært lirype *Lagopus lagopus*, men også fjellrype *L. mutus*. I praksis var det i de fleste tilfeller umulig å identifisere rypeart ettersom de fleste funnene bare besto av fjærdunger. Bare 42 hele, ubespiste ryper ble funnet. I tillegg ble det funnet ugler, rovfugler, vadere, spurvefugler m.fl. (**tabell 3**). Resultatene presentert nedenfor er primært knyttet til rype.

Både antall kollisjoner og antall observasjoner varierte relativt mye fra årstid til årstid for de patruljerte ledningsavsnittene (**tabell 4** og **5**).

Antall ryper identifisert som kollisjons ofre per måned i løpet av en bestemt tidsperiode (årstid) per km kraftledning i samme tidsrom, var høyest i vintermånedene (**tabell 6**), men relativt mange funn ble også gjort om våren. Det ble ikke funnet kollisjonsdrepte fugler om sommeren (juni-august). Det var med andre ord klare årstidsvariasjoner i forhold til hvor mange ryper som ble identifisert som kollisjons ofre per måned i løpet av en bestemt årstid per km kraftledning (Friedman test for related sample $\chi^2 = 11,1$; df = 3; p = 0,011). Det ble imidlertid ikke påvist signifikante forskjeller mellom de ulike årene for noen årstid ($\chi^2 = 2,48$; df = 5; p = 0,780). Det ble ikke påvist forskjell i kollisjonsomfang i tilknytning til de forskjellige ledningsavsnittene ($\chi^2 = 5,1$; df = 3; p = 0,165), men dette kan ha vært påvirket av at ledningsavsnitt 3 ble eksperimentelt behandlet i perioden 1992-94.

Hvis funnene fra de fire patruljerte avsnittene benyttes (jf **tabell 4** og **9**) som beregningsgrunnlag ble det i gjennomsnitt funnet 0,35 ryper per km kraftledning om høsten (september-oktober), 2,83 om vinteren (november-mars) og 0,95 om våren (april-mai). I løpet

Tabell 3 Kollisjonsdrepte fugler funnet under 4 kraftledningsavsnitt i Mørkedalen i perioden 1.4.89-15.6.95. - Collision victims recorded during patrols beneath 4 power-line sections in Mørkedalen during the period 1.4.1989-15.6.1995.

Art <i>Species</i>	Kraftledningsavsnitt <i>Power-line section</i>				Total
	1	2	3	4	
Rype <i>Lagopus lagopus</i> + <i>L. Mutus</i>	128	60	91	39	318
Stokkand <i>Anas platyrhynchos</i>			1		1
Fjellvåk <i>Buteo lagopus</i>	1				1
Tårnfalk <i>Falco tinnunculus</i>		1	1		2
Orrfugl <i>Tetrao tetrix</i>		1	4		5
Heilo <i>Pluvialis apricaria</i>			2		2
Rødstilk/Grønnstilk <i>Tringa</i> sp.			1		1
Vipe <i>Vanellus vanellus</i>	1	1	2		4
Brushane <i>Philomachus pugnax</i>		1			1
Enkeltbekkasin <i>Gallinago gallinago</i>	1				1
Bekkasin ubest. <i>Gallinago</i> sp.	1				1
Rødnebbterne <i>Sterna paradisea</i>			1		1
Ringdue <i>Columba palumbus</i>	3	1			4
Hornugle <i>Asio otus</i>	1	1	1	1	4
Piplerke ubest. <i>Anthus</i> sp.		1		1	2
Munk <i>Sylvia atricapilla</i>	1				1
Blåstrupe <i>Luscinia svecica</i>			1		1
Gråtrost <i>Turdus pilaris</i>	7	1	14	3	25
Ringtrost <i>Turdus torquatus</i>		1			1
Svarttrost <i>Turdus merula</i>	1				1
Rødvingetrost <i>Turdus iliacus</i>			1		1
Måltrost <i>Turdus philomelos</i>				1	1
Rødvingetrost/måltrost ubestemt			1		1
Trost ubest. <i>Turdus</i> sp.	1				1
Steinskvett <i>Oenanthe oenanthe</i>			2	1	3
Gråsisik <i>Carduelis flammea</i>	5		1		6
Ubestemt (Indet.)	4	2	2	1	9
Total	155	71	126	47	399

Tabell 4 Kollisjonsdrepte ryer funnet ved regelmessig patruljering langs 4 kraftledningsavsnitt i perioden 1.4.1989-15.6.1995 i Mørkedalen. Tallene fra vinterperiodene (november-mars) gjelder fra oppgitt år til neste, dvs 1989/90, 1990/91 osv. - Ptarmigan recorded as having died due to colliding with the power line when regular patrols were made beneath 4 power-line sections in Mørkedalen in 1989-95. The number of casualties in winter (November-March) is given from one year to the next, i.e. 1989/90, 1990/91, etc.

År <i>Year</i>	Ledningsavsnitt <i>Power-line section</i>																Gj.snitt/km/år <i>Average/km/yr.</i>				
	April-Mai <i>April-May</i>				Juni-August <i>June-August</i>				Sept.-Okt. <i>Sept-Oct.</i>				Nov.-Mars <i>Nov.-March</i>								
	1	2	3	4	Total	1	2	3	4	Total	1	2	3	4	Total	1		2	3	4	Total
1989*	2	1	2	-	5	0	0	0	-	0	0	0	3	-	3	14	7	6	-	27	3,50
1990	2	1	2	-	5	0	0	0	-	0	0	0	1	0	1	20	4	15	11	50	5,14
1991	2	1	7	0	10	0	0	0	0	0	1	0	2	0	3	20	6	11	9	46	5,36
1992	3	1	1	0	5	0	0	0	0	0	0	2	2	1	5	13	8	4	3	28	3,45
1993	2	2	3	3	10	0	0	0	0	0	1	0	2	0	3	4	7	2	1	14	2,45
1994	10	5	6	5	26	0	0	0	0	0	5	0	1	2	8	12	2	3	2	19	4,82
1995	4	2	3	2	11	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
1989-1994																				4,12 ±1,16 SD	
Total	25	13	24	10	72	0	0	0	0	0	7	2	11	3	23	83	34	41	26	184	

* Det ble totalt funnet 279 kollisjonsdrepte ryer, men i perioden april-juni 1989 ble det i tillegg funnet 39 ryer i tilknytning til ledning 1, 2 og 3 som ble vurdert til å ha kollidert i løpet av vinteren 1988/89. "År 1" regnes fra 1 april 1989 t o m mars 1990, "år 2" fra 1 april 1990 t o m mars 1991 osv. - A total of 279 ptarmigan were recorded as power-line casualties, but another 39 that were assumed to have collided during the 1988/89 winter period were found along sections 1, 2 and 3 during the period April-June 1989.

Tabell 5 Ryper observert langs 4 kraftledningsavsnitt patruljert i Mørkedalen i perioden 1 april 1989-31 mai 1995. Flokk, kull, par og enslige individer er regnet som én observasjon. - *Ptarmigan observed along 4 power-line sections patrolled in Mørkedalen from 1 April 1989 to 31 May 1995. Flock, brood, pair and single birds are recorded as one observation.*

År Year	Ledningsavsnitt og årstid Power-line section and season																			
	April-Mai April-May					Juni-August June-August				Sept.-Okt. Sept.-Oct.				Nov.-Mars Nov.-March						
	1	2	3	4	Total	1	2	3	4	Total	1	2	3	4	Total	1	2	3	4	Total
1989	12	4	23	-	39	1	2	17	-	20	1	0	6	-	7	17	4	7	-	28
1990	11	0	4	-	15	7	0	4	-	11	4	0	4	0	8	32	11	27	18	88
1991	16	4	11	4	35	8	2	4	0	14	3	1	5	0	9	46	9	23	4	82
1992	17	6	23	3	49	1	0	6	0	7	0	0	2	0	2	31	10	18	9	68
1993	8	7	27	3	45	4	1	11	0	16	4	0	6	0	10	18	6	31	9	64
1994	10	4	15	5	34	7	2	9	0	18	8	0	12	0	20	23	7	16	0	46
1995	12	5	13	2	32	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Total	86	30	116	17	149	28	7	51	0	86	20	1	35	0	56	167	47	122	40	376

Tabell 6 Antall kollisjons ofre (rype) funnet pr. km av kraftledningsavsnittene pr. måned langs 4 kraftledningsavsnitt relatert til årstid i Mørkedalen i perioden 1 april 1989 til 31 mai 1995. - *Number of willow ptarmigan collision victims found per km of power line per month related to the season for 4 power-line sections in Mørkedalen from 1 April 1989 to 31 May 1995.*

Årstid/kraftledningsavsnitt Season/power-line section	1	2	3	4	Gjennomsnitt Average
April-mai - April-May	0,36	0,37	0,69	1,00	0,61
Juni-august - June-August	0	0	0	0	0
Sept.-okt. - Sept.-Oct.	0,12	0,07	0,37	0,30	0,22
Nov.-mars. - Nov.-March	0,55	0,45	0,55	1,04	0,65

Tabell 7 Observasjonsfrekvens (antall observasjoner/10 km patruljert) av rype relatert til årstid langs 4 kraftledningsavsnitt i Hemsedal i perioden 1 april 1989-31 mai 1995. Flokk, kull, par og enslige individer er regnet som én observasjon. - *Observation frequency (number of observations per 10 km patrolled) of willow ptarmigan related to the season for 4 power-line sections in Mørkedalen from 1 April 1989 to 31 May 1995. Flock, brood, pair and single birds are recorded as one observation.*

Årstid/kraftledningsavsnitt Season/power-line section	1	2	3	4	Gjennomsnitt Average
April-mai - April-May	2,12	1,47	5,66	3,04	3,07
Juni-august - June-August	0,88	0,44	3,19	0	1,13
Sept.-okt. - Sept.-Oct.	0,62	0,06	2,19	0	0,72
Nov.-mars. - Nov.-March	2,06	1,15	2,96	2,97	2,29

av ett år ble det til sammen gjennomsnittlig funnet 4,12 ± 1,16 (SD) ryper per km kraftledning patruljert (95 % C.L., 1,86-6,38).

Observasjonsfrekvensen (antall observasjoner av levende fugler per km (eller 10 km) kraftledning patruljert, dvs per km tilbakelagt distanse) av ryper, viste store sesongvise variasjoner ($\chi^2 = 10,2$; $df = 3$; $p = 0,017$), men ingen variasjoner mellom traséene ($\chi^2 = 5,4$; $df = 3$; $p = 0,145$) (tabell 7). Et fåtall arter ble observert under takseringene om vinteren; i første rekke rype, kongeørn, kråke og ravn. Om sommeren ble i tillegg bl a vipe, orrfugl, fjellvåk, jordugle, haukugle, dvergfalk, tårnfalk, jaktfalk og hønsehauk observert.

Forholdet mellom antall døde fugler funnet og levende fugler observert under patruljeringene (*fangstindeks*) ble brukt som relativt mål på forskjeller mellom kraftledningsavsnittene mht hvor effektivt de "fanger" fugl. Det viste seg at indeksen var størst om vinteren uansett ledningsavsnitt. Både for avsnitt 1 og 3 viste det seg imidlertid å være større indeksverdier om høsten enn om våren. Gjennomsnittstallene bekrefter imidlertid tendensen i verdiene for antall kollisjons ofre funnet per km av kraftledningsavsnittene per måned (tabell 8). Ledningsavsnitt 2 medførte relativt sett større dødelighet enn de andre avsnittene om vinteren, mens avsnitt 4 var det farligste om våren.

Tabell 8 Fangstindeks (antall kollisjonsoffer funnet/antall levende fugler observert) for rype langs 4 kraftledningsavsnitt, relatert til årstid, i Mørkedalen i perioden 1 april 1989-31 mai 1995. Det er ikke beregnet fangstindeks hvis antall funn og/eller antall observasjoner er mindre enn 10 i løpet av en årstid. - *Mortality index (ratio between the number of collision victims found and the number of live birds observed) for willow ptarmigan related to the season for 4 power-line sections in Mørkedalen from 1 April 1989 to 31 May 1995. No index has been calculated if the number of collision victims and/or live bird observations was less than 10 during a particular season.*

Årstid/kraftledningsavsnitt Season/power-line section	1	2	3	4	Gjennomsnitt Average
April-mai - April-May	0,17	0,25	0,12	0,33	0,22
Juni-august - June-August	-	-	-	-	-
Sept.-okt. - Sept.-Oct.	0,19	-	0,17	-	0,18
Nov.-mars. - Nov.-March	0,27	0,39	0,19	0,35	0,30

3.1.2 Estimert kollisjonsomfang

For å estimere totale, reelle tap, ble de funn som ble gjort under selve feltarbeidet benyttet sammen med de korreksjonsfaktorer det er redegjort for tidligere (jf **kapittel 2** og **tabell 2**). Det innebærer m.a.o. at det ved de estimerte, reelle tapene er tatt hensyn til de viktigste feilkilder knyttet til metodene som ble brukt ved datainnsamlingen. På denne måten er det mulig å komme frem til en kollisjonsfrekvens, AFF (dvs estimert antall ryper som har kollidert per km av et undersøkt kraftledningsavsnitt i en gitt tidsperiode) (jf **tabell 9**). For å estimere de totale tapene i tilknytning til hele området er verdiene for kollisjonsfrekvens (AFF) multiplisert med antall km kraftledninger innen hele området, dvs 30 km. Det er da forutsatt at de patruljerte avsnittene er representative for den resterende ledningsmasse i området. Det årlige tapet innen området er estimert til 579 ryper (95 % C.L., 264-894), dvs et snitt på 19,3 ryper per km ledning (95 % C.L., 8,8-29,8).

3.2 Topografi

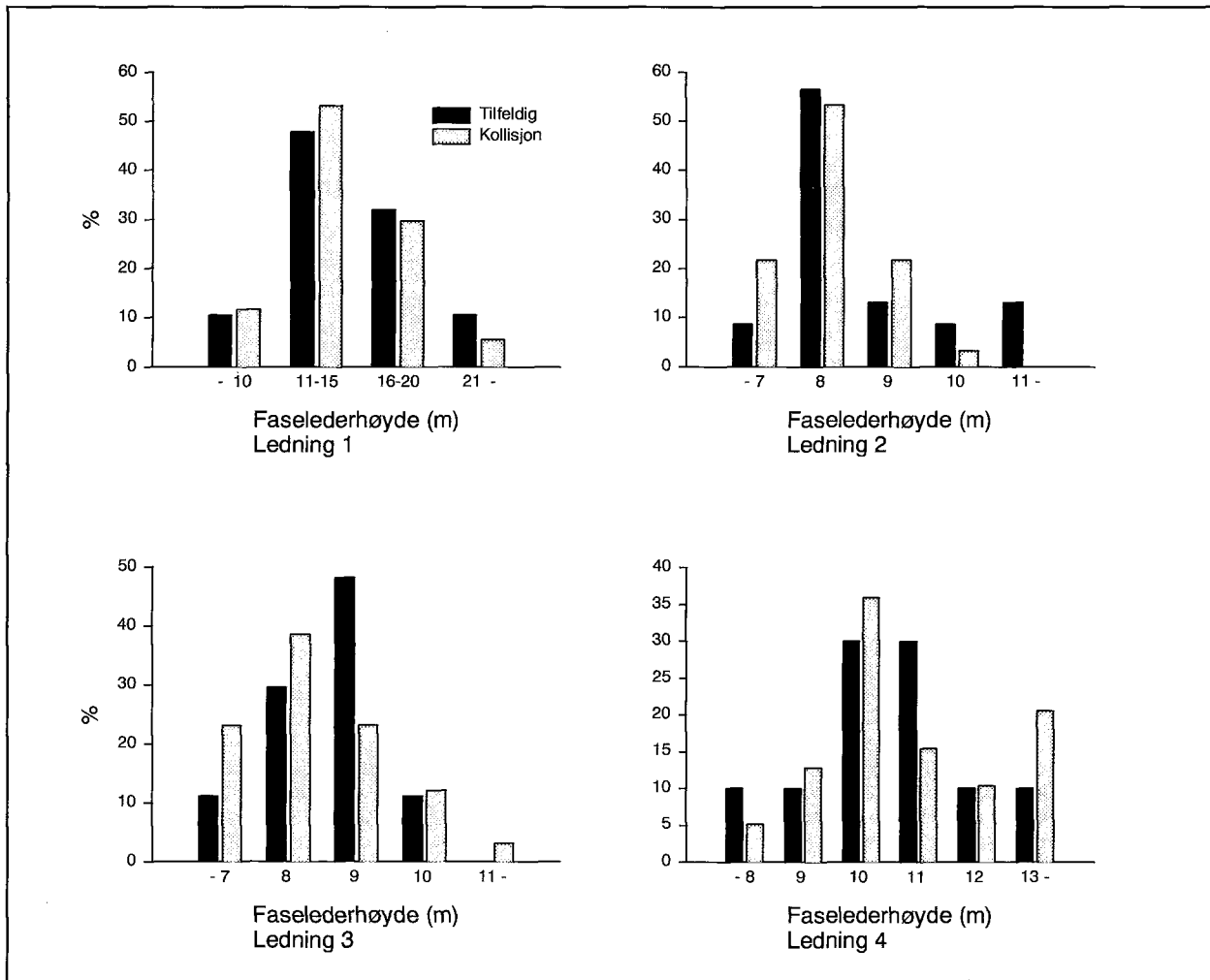
Faselederhøyde, vegetasjonsstruktur og topografiske elementer i tilknytning til kraftledningstraséene går frem av **figurene 4-8**.

Faselederhøyde. Kravene til minimums bakkeavstand varierer i forhold til ledningenes driftsspenning, og ledningshøyden på 20, 60 og 300 kV-ledninger er derfor ikke sammenlignbare. **Figur 4** viser fordeling av faselederhøyde langs de 4 traséene og faselederhøyde der kollisjonsofferne ble funnet. Det ble ikke påvist noen sammenheng mellom høyden på faselederne og funn av kollisjonsdrepte ryper for noen av de fire kraftledningsavsnittene.

Trehøyde. Målingene viste at 10,3 % av lednings-traséene - på begge sider av rydebeltet - hadde bjørkeskog som var 5 meter eller høyere, mens bare vel 2,5 % av kollisjonsofferne ble funnet på steder med så høy bjørkeskog ($G = 9,36$, $df = 1$, $p = 0,002$) (**figur 5**),

Tabell 9 Estimert antall ryper drept som følge av kraftledninger i et studieområde i Hemsedal. Det ble ikke registrert dødelighet om sommeren. FF/km = sesongspesifikt antall kollisjonsoffer funnet per km kraftledning som ble undersøkt. AFF/km = estimert antall kollisjonsoffer per km, korrigert med hensyn til "search", "scavenger removal", "habitat" og "crippling bias" (jf **tabell 2** og **4**). A = høst (september-oktober), W = vinter (november-mars), S = vår (apri-mai). * Kraftledningslengdene (km) er relatert til potensielle rypehabitater i undersøkelsesområdet og 20-300 kV kraftledninger. - *Estimates of total ptarmigan losses due to collisions with power lines in a shoot in Hemsedal, southern Norway. No summer (June - August) mortality was recorded. FF/km = the seasonal-specific number of collision victims found per km of power line searched. AFF/km = the estimated number of collision victims per km, corrected with respect to search, scavenger removal, habitat and crippling biases (cf. Tables 2 and 4). A = autumn (September - October), W = winter (November - March), S = spring (April - May). * The length of power line (km) is related to potential ptarmigan habitats in the study area and the 20-300 kV power-line categories.*

År Year	FF/km			AFF/km			km*	Estimert, sesongvise og totale tap (antall ryper) Estimated, seasonal and total losses (no. of ptarmigan)			
	A	W	S	A	W	S		A	W	S	Total
1989	0,30	2,70	0,50	1,79	12,86	1,98	30	53	386	60	499
1990	0,09	4,55	0,50	0,54	21,65	1,98	30	16	649	60	725
1991	0,27	4,18	0,91	1,62	19,91	3,61	30	49	597	108	754
1992	0,45	2,55	0,45	2,71	12,12	1,80	30	81	364	54	499
1993	0,27	1,27	0,91	1,62	6,06	3,61	30	49	182	108	339
1994	0,73	1,73	2,36	4,33	8,23	9,38	30	130	247	281	658
1995			1,00			3,97	30			119	
Snitt Mean	0,35	2,83	0,95	2,10	13,47	3,76		63	404	112	579

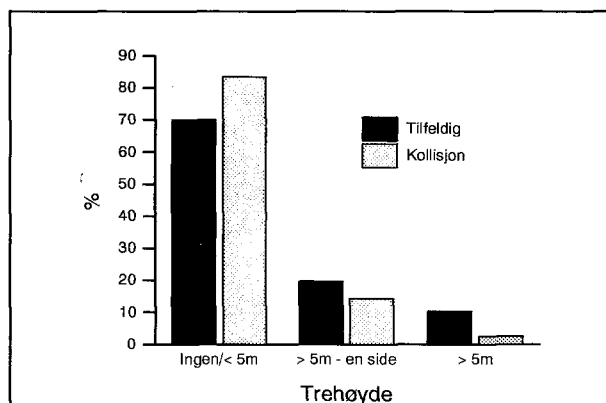


Figur 4 Bakkehøyde for faseledere er målt ved alle funnsteder for kollisjonsdrepte fugler og for hver 100 m langs hver av de 4 patruljerte kraftledningsavsnittene. Figuren viser frekvensfordeling av faseledershøyde langs kraftledningstraséene (svart søyle) og ved funnstedene (grå søyle). - The height of the phase conductor was measured at each wire-strike site and every 100 m along the patrolled power-line sections. The histogram shows the frequency distribution of these heights along the power-line sections patrolled (black bars) and at the wire-strike sites (grey bars).

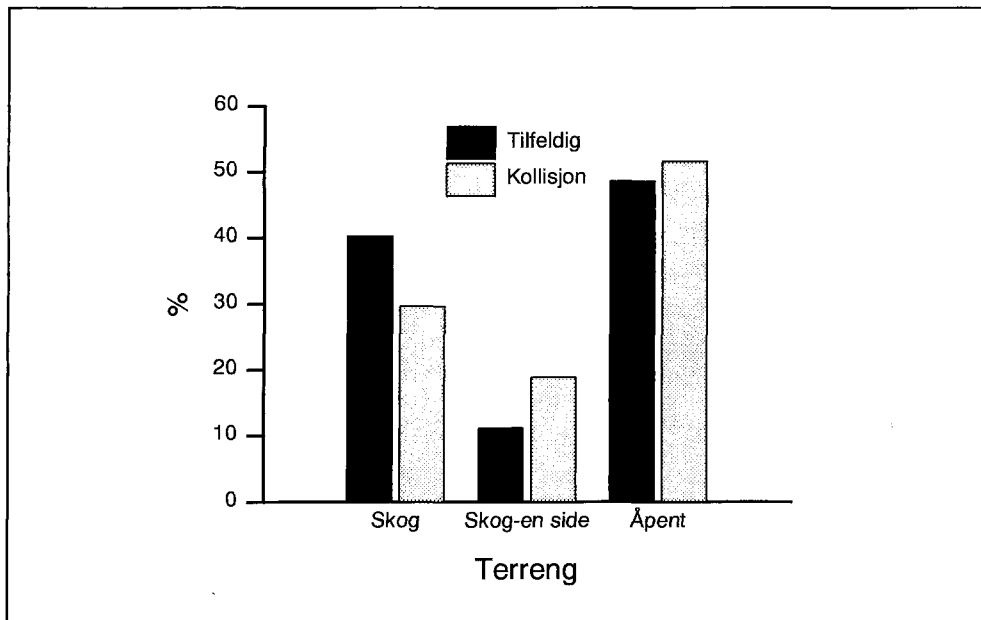
hvilket indikerer en viss overhyppighet av kollisjoner i åpent terreng.

Tretetthet. Det ble ikke påvist forskjeller mellom tretetthet langs traséene og på funnstedene. Tretettheten var i 86,0 % av typen åpen/glissen skog, og tilsvarende tretetthetskategori ble i 89,0 % av tilfellene påvist ved funnstedene av kollisjonsdrepte ryer.

Skogtype og avstand til skogkant. Totalt 40,2 % av ledningstraséene ligger i terreng som kan defineres som sammenhengende bjørkeskog, og der avstanden til "skogkant" er mindre enn 100 m målt fra ytterste faseleder på begge sider. 29,6 % av kollisjonssofrene ble funnet der det var mindre enn 100 m til "skogkant". Det andre ytterpunktet, dvs der avstanden til skogkant var 100 meter eller mer på begge sider av traséen, var generelt å finne langs 48,6 % av traséen, mens 51,6 % av funnene ble gjort tilsvarende steder (**figur 6**). Forskjellen i fordeling er ikke statistisk signifikant ($G = 2,26$, $df = 1$, $p = 0,134$).



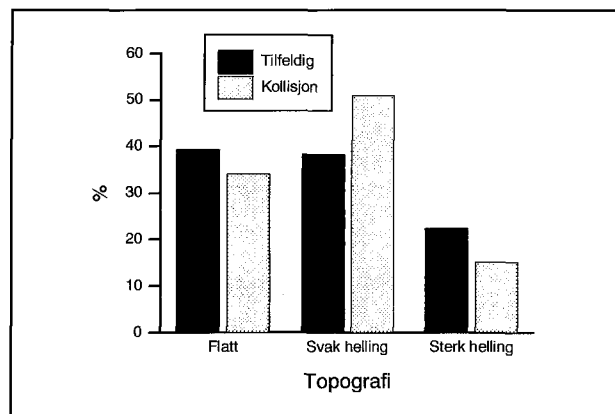
Figur 5 Trehøyde er målt ved alle funnsteder for kollisjonsdrepte ryer og for hver 100 m langs de patruljerte kraftledningsavsnittene. Figuren viser frekvensfordeling av trehøyde over 5 m på begge sider langs de 4 kraftledningstraséene (svart søyle) og ved funnstedene (grå søyle). - Tree heights were measured at each wire-strike site and every 100 m along the patrolled power-line sections. The histogram shows the frequency distribution of tree heights over 5 m on both sides of the power-line sections patrolled (black bars) and at the wire-strike sites (grey bars).



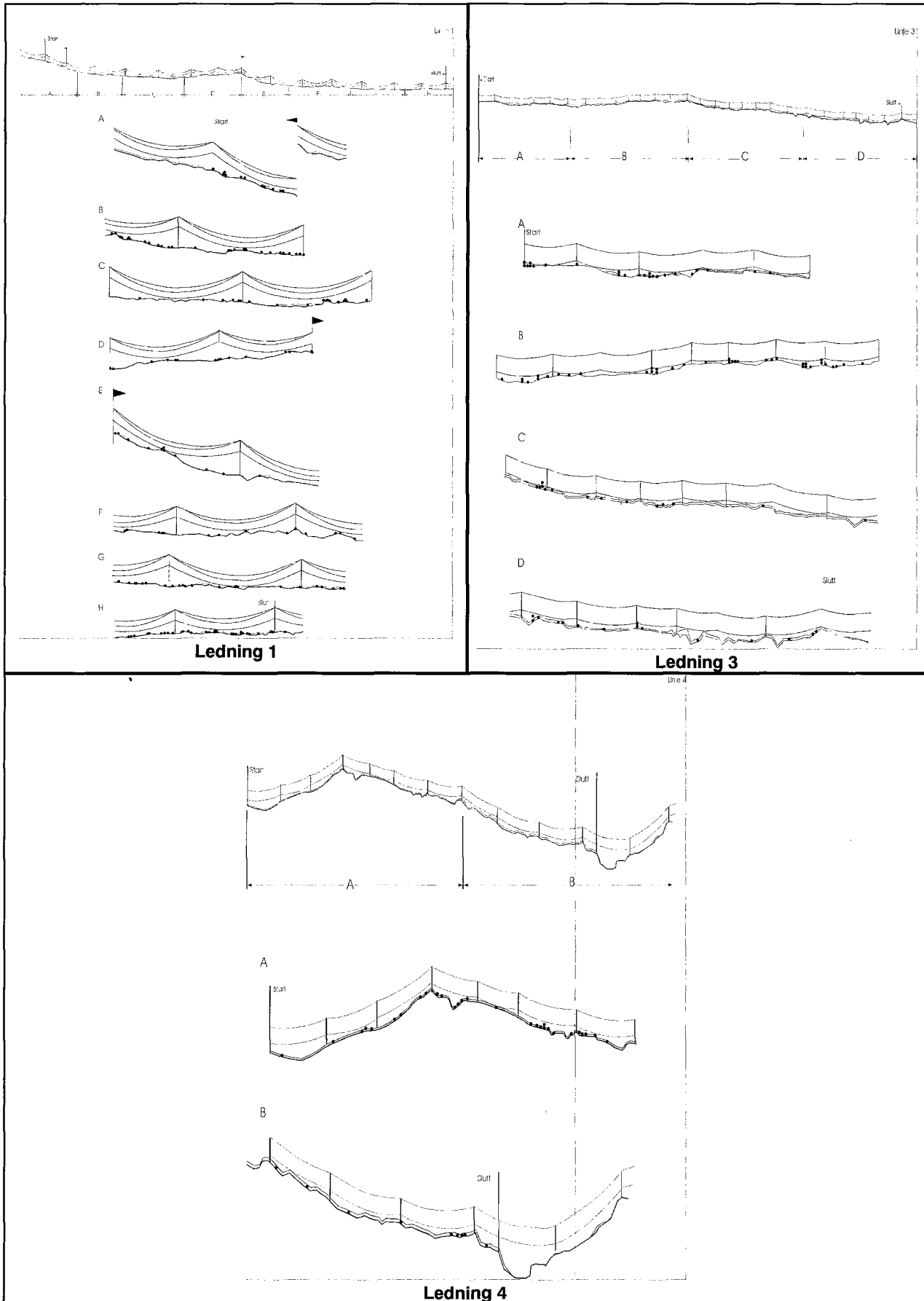
Figur 6 Skogtype og avstand til skogkant er målt ved alle funnsteder for kollisjonsdrepte rypere og for hver 100 m langs de 4 patruljerte kraftledningsavsnittene. Figuren viser frekvensfordeling for avstand til skogkant på begge sider langs kraftledningstraséen (svart søyle) og ved funnstedene (grå søyle). De ulike kategorier er: Åpent = mer enn 100 m til skogkant på begge sider; skog-en side = mindre enn 100 m til skogkant på en side; skog = mindre enn 100 m til skogkant på begge sider. - The distance to the woodland edge was measured at each wire-strike site and every 100 m along the patrolled power-line sections. The histogram shows the frequency distribution of the distance to the woodland edge on both sides of the power-line sections patrolled (black bars) and at the wire-strike sites (grey bars). The different categories are: Åpent = more than 100 m to the woodland edge on both sides; skog-en side = less than 100 m to the woodland edge on one side; skog = less than 100 m to the woodland edge on both sides.

Topografi. Gjennomsnittsmålingene langs linene viste at terrenget på begge sider av traséen er flatt i et omfang av 39,3 %. Målinger ved funnstedene viste at 34 % av de kollisjonsdrepte rypene ble funnet i flatt lende. Det syntes å være overrepresentasjon av kollisjoner i terreng som kunne karakteriseres som svakt hellende ($>10^{\circ}$, $<25^{\circ}$); 50,9 % mot 38,3 % (**figur 7**).

I traséens lengderetning, syntes det å være jevn fordeling av kollisjonshyppighet uansett om terrenget var flatt, svakt eller sterkt hellende. Når kollisjonsstedene ble plottet på kartet over traséens lengdeprofil, framsto imidlertid et mer interessant bilde der det syntes å framgå at kollisjonene grupperes til mindre og større høydedrag eller forsenkninger i terrenget (**figur 8**).



Figur 7 Topografiske parametre (flatt, svakt og sterkt skrånende terreng) er målt ved alle funnsteder for kollisjonsdrepte fugler - på høyre og venstre side av traséen - og for hver 100 m langs de patruljerte kraftledningsavsnittene (dvs på tvers av lengderetningen). Figuren viser frekvensfordeling av disse parametrene på begge sider langs kraftledningstraséen (svart søyle) og ved funnstedene (grå søyle). - Topographical elements (flat, gentle or steep terrain) were measured at each wire-strike site and every 100 m along the patrolled power-line sections (across the corridor). The histogram shows the frequency distribution of the distance to the woodland edge on both sides of the power-line section patrolled (black bars) and at the wire-strike sites (grey bars).



Figur 8 Ledningsprofil (etter tegninger fra Borgund kraftverk og Hemsedal komm. elektrisitetsverk) for ledningsavsnittene 1, 3 og 4 (jf **tabell 1**). Alle funnsteder for kollisjonsdrepte typer er avmerket. - A longitudinal profile along power-line sections 1, 3 and 4 (cf. **Table 1**). The places where ptarmigan casualties were found are indicated with dots.

3.3 Teknisk design

Effekten av å fjerne jordlinen på ledning 3 ble testet ved å sammenligne antall kollisjonsoffer funnet langs ledningen før fjerning av jordlinen (1989-91) med antall funnet etter at den ble fjernet (1992-94). Ledning 1 og 2 ble brukt som kontroll.

Periode Period	Antall kollisjons- offer ledning 2 No. ptarmigan victims line 2	Antall kollisjons- offer ledning 3 No. ptarmigan victims line 3
1989-91	20	49
1992-94	27	24*

* jordline fjernet - *earth wire removed*

For ledning 2 er økningen i antall kollisjonsoffer av rype 35 % i perioden 1992-94 sammenlignet med perioden 1989-91. For ledning 3, hvor jordlinen fjernes, er det for tilsvarende periode en reduksjon på 51 % ($G = 6,98$, $df = 1$, $p = 0,008$).

Resultatet blir omtrent det samme om data både fra ledning 1 og 2 benyttes som kontroll ($G = 5,15$, $df = 1$, $p = 0,023$):

Periode Period	Antall kollisjons- offer ledning 1+2 No. ptarmigan victims line 1+2	Antall kollisjons- offer ledning 3 No. ptarmigan victims line 3
1989-91	81	49
1992-94	77	24*

* jordline fjernet - *earth wire removed*

3.4 Utleggingsforsøk

De 51 utlagte rypene ga et bilde av omsetningshastigheten av kollisjonsdrepte fugler, og det viste seg at fuglene ikke ble liggende lenge før de ble tatt av rev, røyskatt, kongeørn, ravn eller andre åtseletere (**tabell 10-13**). Andelen av de utlagte rypene som ble fjernet før fem dager etter utleggingsstidspunktet varierte mellom høst, vinter og vår (hhv. 67 % $n = 6$, 33 % $n = 27$, 39 % $n = 18$). Det var imidlertid svært vanskelig å dokumentere hvilken art som hadde spist eller fjernet utleggene. Rødrev var trolig den art som tok flest utlegg. Rødrevspor ble også observert og registrert i tilknytning til patruljeringene, og det var en klar overrepresentasjon av spor i tilknytning til kraftledningstraséene enn ellers i området. Alle utlegg forsvant før de råtnet og gikk i oppløsning.

Utleggene ble definert som "borte" når de ikke kunne gjenfinnes gjennom visuell leting. Det innebar at nysnø og vind kunne føre til at utleggene ble gjemt i snøen. Det var imidlertid bare i et par tilfeller at utlegg forsvant og dukket opp igjen når snøen smeltet.

Det var stor variasjon i forhold til hvor lenge de utlagte rypene lå urørt innenfor den samme årstiden, noe som gjorde at det ikke var signifikante forskjeller i liggetid mellom sesonger (Kruskal Wallies, $H = 4,3$, $df = 2$, $p =$

0,115). Ryper utlagt om høsten lå i gjennomsnitt 6,1 dager ($n = 6$, $SD = \pm 5,6$), utlegg om vinteren lå i gjennomsnitt 8,3 dager ($n = 27$, $SD = \pm 7,2$), og om våren lå utleggene i gjennomsnitt 4,3 dager ($n = 18$, $SD = \pm 3,5$).

3.5 Vårterritorier og jaktuttak

I løpet av de seks jaktseongene (1989/90-1994/95) ble totalt 422 ryper skutt innenfor undersøkelsesområdet (**tabell 14**). Jaktomfang, målt på bakgrunn av antall jeger timer var henholdsvis 87,5 t, 93 t og 107,5 t i 1992, 1993 og 1994. Utvikling og omfang i jaktuttak i forhold til "kraftledningsuttak" i løpet av denne perioden viste seg å være relativt stabilt, og lå på 6-17 %.

For perioden 1989 til 1994 ble det årlige antall ryper drept ved å fly mot ledningene beregnet til 579 individer, totalt 3474 ryper i denne 6 års perioden (**tabell 9**), og i samme tidsrom ble i alt 422 ryper skutt. Det betyr at kraftledningene har stått for en vesentlig høyere dødelighet enn jakten. Gjennomsnittlig antall vårterritorier økte fra 3,7 par pr km^2 i 1989 til 8,7 par i 1995 (**tabell 14**), men det ble ikke funnet noen sammenheng mellom dødelighet hos ryper som følge av kollisjoner med kraftledninger i perioden november-mai og tettheten av rypestegger om våren (april-mai; $r_s = -0,086$, $n = 6$, $p = 0,872$). Det ble heller ikke funnet noen sammenheng mellom antall ryper som kolliderte om vinteren (november-mars) og tettheten av stegger den påfølgende vår (april-mai) ($r_s = -0,143$, $n = 6$, $p = 0,787$).

For øvrig var det ingen sammenheng mellom antall (tetthet av) territorielle stegger om våren og jaktuttaket samme høst ($r_s = -0,657$, $n = 6$, $p = 0,156$). Det var heller ingen sammenheng mellom jaktuttaket om høsten og tettheten av territorielle stegger den påfølgende vår ($r_s = -0,257$, $n = 6$, $p = 0,623$). I 1995 ble det ikke jaktet i området.

Tabell 10 Utlagte ryper i tilknytning til ledningsavsnitt 1 i perioden 09.10.89-29.04.1991. B! = helt borte, ingen synlige spor etter utlegget. B = det meste av utlegget borte, men restene ville blitt tolket som funn av kollisjonsdreppt rype. - *Dead willow ptarmigan placed close to power-line section 1 during the period 09.10.89-29.04.1991 to test the rate at which scavengers remove birds killed by a power line. B! = completely gone, no visible signs of the bird. B = most of the bird has gone, but the remains would be judged to be a collision victim.*

Utlegg nr. Placement	Utleggsdato Date placed	Kontroll nr (dato-antall dager siden kontroll) Control no. (date-no. of days since control)					
		1	2	3	4	5	6
1	09.10.89	13.10. (4)	18.10. (5)	23.10. (5) ¹⁾			
2	07.11.89	13.11. (6)	17.11. (B) ²⁾				
3	28.11.89	03.12. (5)	08.12. (5)	13.12. (5)	19.12. (6)	23.12. (4)	28.12. (B!)
4	02.01.90	07.01. (B!)					
5	07.01.90	12.01. (B) ³⁾					
6	12.01.90	18.01. (6)	22.01. (4)	24.01. (B!)			
7	13.03.90	19.03. (B) ⁴⁾					
8	19.03.90	26.03. (B!)					
9	01.04.90	06.04. (B!)	11.04. (B!)	17.04. (B!)	22.04. (B!)	30.05. ⁵⁾	
10	17.04.90	22.04. (B!)					
11	27.04.90	03.05. (B!)					
12	29.01.91	03.02. (B) ⁶⁾					
13	29.01.91	03.02. (5)	08.02. (5)	13.02.91 (5)	18.02. (B!) ⁷⁾		
14	08.02.91	13.02. (5)	18.02. (B!) ⁸⁾				
15	28.02.91	05.03. (B!) ⁹⁾					
16	09.04.91	14.04. (B) ¹⁰⁾					
17	09.04.91	14.04. (B) ¹¹⁾					
18	14.04.91	19.04. (B!)					
19	14.04.91	19.04. (5)	24.05. (B!)				
20	29.04.91	04.05. (B!)					

1) Utleggforsøket avsluttet. Rypa tatt med og lagt ut annet sted. - *Experiment halted; ptarmigan taken and placed elsewhere.* 2) Mye fjær samlet. - *Many feathers close together.* 3) Noen fjærrester. - *Some feathers present.* 4) Skjelettdeler og fjær i et begrenset område. Restene tatt opp og fjernet. - *Remains of bones and feathers in a limited area; remains removed.* 5) 30-40 cm nysnø skjulte utlegget fom 06.04. Stor fjærhaug var smeltet frem 30.05. ikke langt fra utleggsstedet; kan med sikkerhet si at det er utlegget. - *30-40 cm freshly fallen snow concealed the ptarmigan placed from 6 April onwards. Large accumulation of feathers thawed out by 30 May not far from the emplacement site can definitely be said to derive from the emplaced bird.* 6) Mye fjær samlet. - *Many feathers close together.* 7) Revespor observert 08.02, 13.02. Alt borte 18.02.; snøfokk. - *Fox tracks observed on 8 and 13 Feb. Nothing left on 18 Feb. when snow was drifting.* 8) Ingen spor tegn å observere pga gårsdagens snøfokk. - *No tracks observable due to drifting snow the previous day.* 9) Ingen spor tegn pga 20-30 cm nysnø. - *No tracks due to 20-30 cm of newly fallen snow.* 10) Mye fjær samlet; trolig tatt av rev. - *Many feathers close together; bird probably removed by a fox.* 11) Enkelte fjær. - *A few feathers.*

Tabell 11 Utlagte ryper i tilknytning til ledningsavsnitt 2 i perioden 23.10.89-24.04.1990. B! = helt borte, ingen synlige spor etter utlegget. B = det meste av utlegget borte, men restene ville blitt tolket som funn av kollisjonsdreppt rype. - *Willow ptarmigan placed along power-line section 2 during the period 23.10.89-24.04.1990 to test the scavenger removal rate of birds killed by the power line. B! = completely gone, no visible signs of the bird. B = most of the bird has gone, but the remains would be judged to be a collision victim.*

Utlegg nr. Placement	Utleggsdato Date placed	Kontroll nr (dato - antall dager siden kontroll) Control no. (date - no. of days since control)				
		1	2	3	4	5
1	23.10.89	23.10. (B!)				
2	28.11.89	03.12. (B!)				
3	08.12.89	13.12. (5)	19.12. (6)	23.12. (4)	28.12. (5)	02.01.90 (B!) ¹⁾
4	12.01.90	18.01. (B!) ²⁾				
5	19.03.90	26.03. (B) ³⁾				
6	01.04.90	06.04. (B)	11.04. (5)	17.04. (B!) ⁴⁾		
7	27.04.90	03.05. (B!)				
8	29.01.91	03.02. (5)	08.02. (5)	13.02. (5)	18.02. (B!) ⁵⁾	
9	28.02.91	05.03. (B!) ⁶⁾				
10	09.04.91	14.04. (B) ⁷⁾				
11	24.04.91	29.04. (B) ⁸⁾				

1) Fjernet av mennesker. - *Removed by people.* 2) Snøfokk. - *Drifting snow.* 3) Mye fjær samlet, revespor; fjærrestene oppsamlet. - *Many feathers close together, fox tracks; feather remains collected.* 4) Nysnø og borte 06.04.; urørt 11.04., men alt borte 17.04. revespor. - *Newly fallen snow and disappeared 6 April; untouched 11 April, but all disappeared 17 April; fox tracks.* 5) Snøfokk. - *Drifting snow.* 6) 20-30 cm nysnø. - *20-30 cm newly fallen snow.* 7) Mye fjær samlet. - *Many feathers close together.* 8) Mye fjær spredt. - *Many scattered feathers.*

Tabell 12 Utlagte ryper i tilknytning til ledningsavsnitt 3 i perioden 03.10.89-14.04.1991. B! = helt borte, ingen synlige spor etter utlegget. B = det meste av utlegget borte, men restene ville blitt tolket som funn av kollisjonsdrept rype. - *Willow ptarmigan placed along power-line section 3 during the period 03.10.89-14.04.1991 to test the scavenger removal rate of birds killed by the power line. B! = completely gone, no visible signs of the bird. B = most of the bird has gone, but the remains would be judged to be a collision victim.*

Utlegg nr. <i>Placement</i>	Utleddsdato <i>Date placed</i>	Kontroll nr (dato - antall dager siden kontroll) <i>Control no. (date - no. of days since control)</i>				
		1	2	3	4	5
1	03.10.89	09.10. (B!)				
2	09.10.89	13.10. (B!)				
3	18.10.89	23.10. (B!)				
4	23.10.89	28.10. (5)	02.11. (5)	07.11. (B!) ¹⁾		
5	02.11.89	07.11. (B!)				
6	28.11.89	03.12. (5)	08.12. (B!) ²⁾			
7	19.12.89	23.12. (B!)				
8	28.12.89	02.01. (5)	07.01. (5)	12.01. (B!) ³⁾		
9	13.03.90	19.03. (B!) ⁴⁾				
10	26.03.90	01.04. (5)	06.04. (5)	11.04. (5)	17.04. (B!) ⁵⁾	
11	17.04.90	22.04. (B!)				
12	27.04.90	03.05. (B) ⁶⁾				
13	29.01.91	03.02. (5)	08.02. (5)	18.02. (B) ⁷⁾		
14	28.02.91	05.03. (5)	10.03. (5)	15.03. (B!) ⁸⁾		
15	09.04.91	14.04. (5)	19.04. (5)	24.04. (B) ⁹⁾		
16	14.04.91	19.04. (B!)				
17	14.04.91	19.04. (5)	24.04. (B!)			

1) Røyskatt; forflyttet noe allerede 02.11. - *Stoat; moved a short way already on 2 Nov.* 2) Kjøtt avgnagd på halsen 03.12. - *Flesh gnawed on the neck on 3 Dec.* 3) Bespist av spissmus 07.01. - *Partly eaten by a vole on 7 Jan.* 4) Tatt av rev. Utleppet igjenfunnet halvspist 500-600 m unna. - *Removed by an eagle, found half-eaten 500-600 m away.* 5) Tatt av rev; fjær fra utlegget igjenfunnet i dvergbjørkkratt 30 m unna. - *Removed by a fox, feathers from the bird found in dwarf birch thicket 30 m away.* 6) Mye fjær samlet. - *Many feathers close together.* 7) Utleppet spist, mye fjær, ingen spor pga snøfokk. - *Bird eaten, many feathers; no tracks due to drifting snow.* 8) Alt borte, tatt av rev. - *Completely removed by fox.* 9) Mye fjær samlet, trolig spist av ravn. - *Many feathers close together; probably eaten by raven.*

Tabell 13 Utlagte ryper i tilknytning til ledningsavsnitt 4 i perioden 02.02.91-13.04.1991. B! = helt borte, ingen synlige spor etter utlegget. B = det meste av utlegget borte, men restene ville blitt tolket som funn av kollisjonsdrept rype. - *Willow ptarmigan placed along power-line section 4 during the period 02.02.91-13.04.1991 to test the scavenger removal rate of birds killed by the power line. B! = completely gone, no visible signs of the bird. B = most of the bird has gone, but the remains would be judged to be a collision victim.*

Utlegg nr. <i>Placement</i>	Utleddsdato <i>Date placed</i>	Kontroll nr (dato - antall dager siden kontroll) <i>Control no. (date - no. of days since control)</i>				
		1	2	3	4	5
1	02.02.91	07.02. (B) ¹⁾				
2	12.02.91	17.02. (5)	23.02. (B!) ²⁾			
3	13.04.91	18.04. (B!) ³⁾				

1) Mye fjær samlet; ravn og revespor. - *Many feathers close together; raven and fox tracks.* 2) Tatt av rev. - *Removed by fox.* 3) Tatt av rev. - *Removed by fox.*

Tabell 14 Estimert, gjennomsnittlig antall vårterritorier av lirype pr km² (basert på 5,75 km²) innen et ca 50 km² stort jaktterreng i Mørkedalen og totalt jaktuttak i perioden 1989-95. Tallene gjelder fra oppgitt år til neste, dvs 1989/90, 1990/91 osv. - *Estimated number of spring territories of willow ptarmigan per km² (based on 5.75 km² of a ca. 50 km² shoot and the total bag in 1989-95 in Mørkedalen. The number is given from one year to the next, i.e. 1989/90, 1990/91, etc.*

År - Year	1989	1990	1991	1992	1993	1994	1995
Antall vårterritorier - <i>Spring territories</i>	3,7	4,1	6,1	6,3	7,8	4,3	8,7
Jaktuttak - <i>Bag</i>	86	101	94	28	49	64	-
Kollisjoner - <i>Collisions</i>	499	725	754	499	339	658	-

4 Diskusjon

4.1 Metodikk og feilkilder

Feilkilder ved den registreringsmetodikken som er benyttet ved denne undersøkelse, dvs søk etter kollisjonsdrepte fugler, har vært diskutert av flere (f eks Faanes 1987, Bevanger 1988a, 1995a, in press a). I **kapittel 2** ble det redegjort for de viktigste feilkildene knyttet til metodikken, og samtidig vist hvordan det er mulig å kompensere for dem når reelle tapstall skal beregnes. Det kan vanskelig bestrides at norske høyfjellsområder byr på en del spesielle utfordringer og problemer.

Det er ikke til å unngå at fugl blir oversett under patruljeringene. Størrelsen på denne feilkilden vil variere med observatørens erfaring og årvåkenhet, hvorvidt det brukes hund/ikke hund og i forhold til mikrohabitatet i ryddebeltet. Kratt- og buskvegetasjon er spesielt vanskelig å gjennomføre effektivt. Deler av de patruljerte ledningsavsnittene har tett buskvegetasjon av einer, dvergbjørk og vier. Effektiv undersøkelse av disse krattområdene ville kreve betydelig merinnsats. I tillegg til at slike busksjikt er vanskelig å forsure, skjules eventuelle kollisjonssofre svært godt. Stikkprøver viste at det fantes fjærrester inne i krattene. På våre breddegrader er dette primært en feilkilde som gjør utslag i perioden mai-november. Resten av året ligger snøen og "forenkler" topografien. Vintersituasjonen med snø og mye dårlig vær representerer imidlertid en annen og minst like viktig feilkilde som vegetasjonsforholdene. Norske høyfjellsområder kan vinters tid by på ekstreme værforhold, og vedvarende vind og snø gjør at kollisjonsdrepte fugler raskt blir skjult. Utleggingsforsøkene om vinteren viste at ca 15 % av utleggene forsvant innen 5 dager.

Hvis en undersøkelse har som mål å kartlegge kollisjonsomfang langs et lengre kraftledningsavsnitt bør hele det utvalgte avsnittet patruljeres regelmessig, dvs med jevne intervall. Dette var som nevnt i **kapittel 1** enkelte ganger problematisk på grunn av vanskelige værforhold, hvilket er normalt i norske høyfjell. Dette er en feilkilde som ikke kan unngås eller korrigeres for spesielt. At enkelte deler av kraftledningsavsnittene på denne måten ble kontrollert med lengre tidsintervaller økte imidlertid sannsynligheten for at eventuelle kollisjonssofre ble fjernet av åtseletere i stedet for at de ble funnet av patruljøren. Utleggingsforsøkene viste at selv med så hyppige patruljeringintervall som hver 5 dag ville en stor andel kollisjonssofre aldri bli funnet (jf **kapittel 3.4**).

Snø og dårlig vær fører til at bedømmelsen av kollisjonstidspunkt blir spesielt vanskelig. På grunn av at fjær holder seg "friske" relativt lenge i snø, er det ofte umulig å fastslå kollisjonstidspunktet for fugler og fjær som smelter fram om våren, ut over årstid. På grunn av

at ryper begynner å skifte til vårdrakt i april, var det i de fleste tilfeller mulig å se om kollisjonssofrene hadde hatt vinter- eller vårdrakt når de ble drept.

Bruk av hund kan bidra til å minske feilkilder, både i forhold til uoversiktlige mikrohabitater og snøforhold. Hund ble derfor benyttet i relativt stor utstrekning under feltarbeidet. Det viste seg imidlertid at fuglehunder opplært som jakthunder, i begrenset utstrekning, og tilsynelatende tilfeldig, reagerte på døde fugler. Fuglehunder er naturlig nok mest interesserte i å jakte på levende fugl og er følgelig vanskelige å holde i nærområdet til en kraftledning. Størst nytte viste det seg å være i unghunder som ofte har litt ekstra nysgjerrighet i forhold til omgivelsene og ting de finner på bakken. Det vil imidlertid være nødvendig med spesialdressur hvis hunder skal være effektive hjelpemiddel. Det må også sies at vær og vindforhold vinters tid kan være slik at selv ikke en spesialtrenet hund vil finne alle kollisjonssofre. Men det er vanskelig å se andre alternativer enn dette for å få mer nøyaktige data om variasjoner i kollisjonshyppighet gjennom vinterhalvåret.

Undersøkellesområdet ligger i et attraktivt utfartsterreng med relativt mange fritidsboliger. Snøscootersporene som ble dannet langs traséene etter patruljeringene ble brukt av skigåere. Gjennom samtale med enkelte av disse kom det fram at de under skiturer langs kraftledningsgata (følger snøscootersporet) hadde funnet kollisjonsdrepte ryper (og fjernet dem).

Mange fugler som kolliderer mot kraftledninger får ikke umiddelbart dødelige skader. Det er knapt mulig å komme fram til generelle tall for hvor mange som på denne måten blir oversett ettersom omfanget vil variere med lokale forhold, såvel faunistiske som topografiske, tekniske og meteorologiske. Under taksering ble det ved flere anledninger observert skadede ryper. I enkelte tilfeller har hunder som har vært med, fanget de skadede fuglene. Men ofte har de ikke vært verre skadet enn at de vanskelig har latt seg fange. Tilsvarende observasjoner er gjort under feltarbeid andre steder i Norge (Bevanger 1993b).

Ved å utstyre en del av bestanden i et område med radiosendere og så følge fuglene vil det trolig være mulig å fremskaffe estimater for hvor mange skadede fugler som forsvinner, samt få et klarere bilde av hvilke dødelighetsfaktorer som er inne i bildet. Et pilotprosjekt i denne sammenheng ble startet i Hemsedal våren 1994, der 6 ryper ble utstyrt med radiosendere. I løpet av 10 måneder var 2 av fuglene drept ved at de hadde fløyet inn i kraftledninger, to var tatt av rovugl mens to fremdeles var i live.

En viktig feilkilde er knyttet til generell aktivitet av rovilt og åtseletere. For nærmere diskusjon av denne feilkilden vises til **kapittel 4.6**.

4.2 Artsfordeling

Kun et fåtall fuglearter er robuste nok til å overleve vinteren i norske høyfjell. Det er derfor naturlig at det er funnet få arter under feltarbeidet gjennom vinteren. Kollisjonssofre registrert i sommerhalvåret representerer imidlertid et bredt artsspekter, og bekrefter i så måte det andre undersøkelser har vist, nemlig at der kombinasjonen luftliner - fugl finnes, vil muligheten for kollisjonsulykker alltid være tilstede. De fleste arter som ble funnet som kollisjonsoffer ble bare registrert med ett eller to funn. Det dreier seg imidlertid om arter som tallmessig opptrer relativt sparsomt i området, og ingen av funnene kan derfor sies å være spesielt overraskende. Gråtrost var eneste art det ble funnet noen flere individer av. Dette er naturlig ettersom arten opptrer i betydelig antall, både som hekkefugl og under trekk. Enkelte av artene som ble funnet indikerer at det foregår et fugletrekk fra øst mot vest gjennom dalen, og omvendt, høst og vår (f eks ringdue). For øvrig gjenspeiler funnene at det er en del våtmarksområder i Mørkedalen som har betydning både som hekkeområde, næringsområde og rasteplass under trekk for vadere og ender.

Det høye antallet ryer som ble funnet viser at ledningene går gjennom gode rypehabitater og bekrefter at de er sårbare for kollisjonsulykker mot kraftledninger. Det var i de fleste tilfeller ikke mulig å skille mellom lirype og fjellrype, men bare to verifiserte funn ble gjort av fjellrype. Det er derfor grunn til å anta at de fleste funnene dreier seg om lirype ettersom de patruljerte ledningsavsnittene vesentlig krysser lirypehabitater. Under spesielle værforhold, f eks ved mildvær som forårsaker isdannelse i høyfjellet, kan imidlertid flokker av fjellrype trekke ned mot lavereliggende områder i bjørkeskogsregionen.

4.3 Beregning og betydning av dødelighet

For å beregne totale tapstall for fugl gjennom et nærmere definert tidsintervall som følge av kollisjoner mot kraftledninger, må funnfrekvensen justeres i forhold til aktuelle feilkilder, slik det er redegjort for i kap 2, 4.1 og 4.6. Når funnfrekvensen justeres mot feilkildene er det naturlig å bruke begrepet kollisjonsfrekvens. En kollisjonsfrekvens er et godt utgangspunkt for å estimere totale tap innenfor et større område når antall km kraftledninger innen området er kjent.

Det er også ønskelig å kunne sammenligne kollisjonsomfang i tilknytning til forskjellige kraftledningskategorier og mellom ulike områder. For å få sammenlignbare størrelser ble antall kraftledningsoffer (ryper) funnet per km av kraftledningsavsnittene per måned benyttet. For å korrigere for eventuelle forskjeller i tetthet av fugl i de ulike områdene ble levende fugler registrert når patruljøren gikk langs kraftlednings-

traséene. Denne "linjetakseringen" ga grunnlag for en "observasjonsfrekvens", dvs antall observerte fugler (ryper) per km patruljert.

Forholdet mellom antall kollisjonssofre funnet per km av kraftledningsavsnittene per måned og observasjonsfrekvens, kan benyttes som sammenlignende mål på hvor sårbare ulike arter er for å kollidere. En slik "fangstindeks" eller "sårbarhetsindeks" gir også uttrykk for eventuelle forskjeller i hvor effektivt ulike kraftledningsavsnitt "fanger" fugl. Teoretisk vil en lik indeksverdi for to ledningsavsnitt bety at avsnittene relativt sett tar livet av like mange fugler. En høy indeksverdi indikerer at ledningen dreper mye fugl fordi det da er funnet mange kollisjonsoffer i forhold til det antall levende fugler som er observert (jf Bevanger & Sandaker 1993, Bevanger in press a). For at en "fangstindeks" skal kunne benyttes som sammenlignende mål mellom ulike kraftledningstraséer er det nødvendig å forutsette at oppdagelsessjansen er lik, uansett vær, føre og årstid.

Å finne en "observasjonsfrekvens" for rype kan være mer komplisert enn for andre arter (f eks skogsfugl). På grunn av at ryer opptrer i større og mindre flokker kan det være vanskelig å få eksakte individtall. For å "omgå" dette problemet ble observasjoner av en flokk, enslige individer, par eller kull, regnet som én observasjon. Den verdi som kommer fram uttrykker like fullt "mengden" av fugl i terrenget og er følgelig sammenlignbar fra område til område. Sjansen for å oppdage/støkke levende fugl vil variere da ryer ikke alltid er like villige til å eksponere seg, et forhold som også kan variere fra årstid til årstid. Selv om det benyttes hund under feltarbeidet vil dette være et problem. Ryer kan dessuten forflytte seg innen et terreng gjennom vinterhalvåret avhengig av mattilgang, hvilket igjen ofte beror på fremherskende vindretninger og snøakkumulering.

Antall kollisjonssofre funnet per km av kraftledningsavsnittene per måned (**tabell 6**) indikerer betydelige årstidsavhengige forskjeller i kollisjonsomfang. Høy kollisjonshyppighet om våren må ses i forhold til rypenes aktivitetsmønster. Med territorieforsvar og "spill" under til dels svake lysforhold, må det forventes at kollisjonsfaren i denne perioden øker. Tilsvarende undersøkelser i Nord-Norge (Bevanger 1993b) har vist at flest funn blir gjort mellom januar og mai. Variasjonene i observasjonsfrekvens (**tabell 7**) avspeiler også forhold som er knyttet til atferdsmønster.

Fangstindeksen (**tabell 8**) indikerer at det kan være forskjeller mellom de ulike kraftledningskategoriene mht hvor farlige de er for rypene. Forskjellene er imidlertid små, og det er vanskelig å bedømme hvor reelle de er. Avsnitt 2 har bl a høyere indeksverdier for vår og vinter enn ledning 1 og 3, på tross av at 1 og 3 har høyere frekvensverdier. Det er interessant å legge merke til at avsnitt 4 har større verdier for dødelighet både vinter og vår sammenlignet med avsnitt 3, som også er en 20 kV-

ledning. Ledning 4 ble ferdigbygget i 1990 (Bevanger & Sandaker 1993), og det er blitt hevdet, uten at det er dokumentert, at kraftledninger er farligst for fugler i et område like etter nyoppførelse. Implisitt i dette ligger at fugler "lærer" å unngå kollisjoner med kunstige lufthindre. En mer dramatisk hypotese er at en eventuell nedgang i registrerte kollisjoner skyldes nedgang i bestanden som følge av økt dødelighet gjennom kollisjoner mot kraftledninger. Da det i 1989/90 ble bygd en ny 20 kV-ledning i Mørkedalen, ble det derfor besluttet å starte patruljeringer langs et 1 km langt avsnitt av den nye ledningen. Målsettingen med dette var å følge utviklingen over så lang tid at eventuelle endringer i kollisjonshyppighet kan påvises.

Et viktig spørsmål er knyttet til om dødelighet på grunn av kraftledninger kan tenkes å influere negativt på bestandsutviklingen, og om en tetthetsuavhengig dødelighetsfaktor kan virke bestandsregulerende. På bakgrunn av antall territoriale stegger om våren syntes det ikke å være noen sammenheng mellom vinterdødeligheten som følge av kraftledninger og bestandsutviklingen.

En hver form for dødelighet er i og for seg med på å redusere bestandsstørrelsen, det sentrale spørsmål er hvorvidt dødeligheten blir kompensert for. Generelt har tetthetsuavhengige dødelighetsfaktorer som kraftledninger, predasjon og jakt vært antatt å bety lite for arter med relativt kort levetid og stor reproduksjonsevne. Dette til tross for at det blant villtbiologer har vært betydelig usikkerhet omkring hvorvidt mortalitetskompenserende mekanismer er inne i bildet (jf Myrberget 1985). Mange rypeforskere mener imidlertid at predasjon i stor utstrekning regulerer rypebestanden (f.eks. Reynolds et al. 1988). Mortalitet som følge av kraftledninger kan så langt ikke avvises som betydningsløs for lokale populasjoner, snarere tvert i mot. Fra Skottland er det f.eks. rapportert at fjellrype ble utryddet i et område med stor tetthet av skiheiser, på grunn av at fuglene kolliderte mot luftwirne (Watson 1982), og i Frankrike ble det funnet at luftliner var en alvorlig trussel mot orrfuglbestanden (Miquet 1990).

Ryper er robuste fugler og godt tilpasset sitt miljø. Like fullt hadde det vært interessant og betydningsfullt å vite mer om lokale bestander i forhold til næringsmessig (eventuelt territoriell) bæreevne (jf Pedersen et al. 1992). Resultatene indikerer at kraftledninger dreper flest ryper om etterjulsvinteren og vårparten, dvs. høyst sannsynlig individer som skal reproducere. Kraftledninger representerer altså fangstinnretninger som dreper fugl gjennom store deler av året innen avgrensede områder. Uttaket gjennom vanlig jakt skjer over større områder og er avgrenset i tid til noen få høst- og vintermåned. Det er derfor berettiget grunn til å mistenke disse to dødelighetsfaktorene for å ha forskjellig innvirkning på bestandsutviklingen. Kraftledninger som krysser rypehabitater på kryss og tvers kan tenkes å holde den lokale bestanden under det nivå området har ressurser

til, og/eller forårsake kortsiktige bestandsnedganger. På grunn av både langsiktige og kortsiktige fluktuasjoner i bestanden av hønsefugl (Myrberget 1982, Angelstam et al. 1985, Lindén 1988) vil det kreve betydelig feltinnsats over tid å dokumentere hvilke bestandsmessige følger dødelighet som følge av kraftledninger har.

4.4 Topografi

De topografiske og vegetasjonsstrukturelle data som ble samlet i Mørkedalen gir enkelte indikasjoner på hvilke naturelementer som kan øke faren for kollisjoner. Totalt sett er det imidlertid lite som bidrar til å øke kunnskapen om hvilke elementer som kan medføre overhyppighet av kollisjoner ut over det som allerede er kjent. Det vil kreve omfattende og kompliserte analyser, og bruk av flerdimensjonale modeller, for å gi klare svar på hvordan en kraftledningstrasé bør etableres for å minimalisere kollisjonsfaren for fugl. Ingen av de analysene som er gjort på bakgrunn av foreliggende materiale gir statistisk signifikante holdepunkter for hva som kan medføre spesiell kollisjonsfare.

Det er flere mulige forklaringer på hvorfor små og store kraftledninger kan "fange" likt. Høy kollisjonshyppighet mot lave luftliner kan forventes ut fra rypenes generelle flygemønster. Det er alminnelig kjent at ryper flyr lavt over terrenget, og følger daler og søkk. Dette kan blant annet tolkes som en antipredatoratferd; det er m.a.o. en fordel for rypene å ha kort vei til bakken, tette kratt og godt skjul, hvis en jaktfalk skulle dukke opp (jf Bevanger 1991b), men det har trolig også energetiske aspekter (Rayner 1991, Bevanger 1993c). Dette gjør ryper sårbare både for ledninger som er lokalisert lavt i terrenget og som krysser mindre daler og forsengkninger. Der linene krysser daler og forsengkninger blir linehøyden stor.

Terrengets hellingsgrad på sidene (dvs. på tvers av ledningenes lengderetning) av traséene (**figur 7**), gir visse indikasjoner på at færre ulykker har funnet sted der terrenget er vurdert som flatt eller sterkt hellende, mens det synes å være en viss overhyppighet i områder der terrenget er svakt hellende. For å kunne gi en sannsynlig forklaring på dette, er det nødvendig å se på andre aspekter av rypenes atferdsmønster. Ryper beiter gjerne på avblåste rabber, og i trær og kratt som vokser i skråninger i ly for vær og vind. I slike skråninger er det også lett å gå i dokk ved å la seg drive ned. Når fuglene flyr ut fra oppholdsstedet, skjer dette i et relativt horisontalt plan. Kraftledninger som går parallelt med skråningen i ugunstig høyde kan derfor representere en potensiell fare.

Fordeling av trehøyde og avstand til skogkant langs traséene i forhold til vedfunnstedene (**figur 5 og 6**) gir i og for seg bare ytterligere indikasjoner på at ryper helst flyr i åpent terreng med lav buskvegetasjon, og at faren for kollisjoner synes å være størst når avstanden til skog er stor. Kollisjonsfaren må antas å minke hvis

ledningene legges i områder med tett, høyvokst skog slik at fuglene tvinges til å fly over tretoppene. Fjellbjørkeskogen blir naturlig nok sjelden spesielt høy, men er utvilsomt med på å regulere rypenes valg av flygetrasé. Det er viktig å være klar over de artsspesifikke aspektene knyttet til topografiske elementer og kraftledningslokalisering; dvs at resultatene må tolkes ut fra kunnskap om de enkelte arters atferdsmønstre.

Ved en undersøkelse foretatt i Midt-Norge (Bevanger 1990b), ble det sett på hvordan topografien ved kollisjonssteder for skogsfugl var i forhold til terrenget for øvrig langs traséen. Ettersom materialet var relativt lite, var det vanskelig å komme frem til entydige konklusjoner, men det var indikasjoner på at der ledningene krysset forsøkninger eller toppe i terrenget, var det en overhyppighet av kollisjoner. Likeledes var det relativt klar sammenheng mellom høydelokalisering til linene i forhold til tretoppene. Flest kollisjoner fant sted der linene passerte like over tretoppene, hvilket må antas å ha sammenheng med at trekronene danner en naturlig nedre grense for flygehøyden for bl a skogsfugl. Ved en undersøkelse i Polmak i Finnmark (Bevanger 1993b) ble de samme parametre registrert som ved undersøkelsen i Midt-Norge. Det syntes å være indikasjoner på enkelte fellestrekk i forhold til det generelle bildet som fremsto gjennom undersøkelsen i Trøndelag (Bevanger 1990b).

4.5 Teknisk design

På bakgrunn av 300 kV-ledningens tykke (og følgelig godt synlige) faseledere, og relativt tykke jordliner (jordlinediameteren på 300 kV-ledningen er ca 6 mm større enn faselederdiamentrene på 66 og 20 kV-ledningene; jf **tabell 1**), ville det kunne forventes å skje færre kollisjoner i tilknytning til denne sammenlignet med de andre ledningene.

Ut fra samme betraktningssmåte skulle 20 kV-ledningen forventes å forårsake størst dødelighet. Ved siden av å ha tynne faseledere har denne ledningen også en underliggende jordline som stedvis ligger svært lavt over terrenget, spesielt om vinteren etter hvert som snø akkumulerer på bakken. Det viste seg også å være forskjeller mellom de 4 ledningsavsnittene, og at avsnitt 3 og 4 i gjennomsnitt drepte flest ryper; og at det henholdsvis ble funnet 4,9 og 6,5 drepte ryper per km og år. I tilknytning til de to største ledningene (300 og 66 kV) ble det funnet henholdsvis 3,7 og 3,1 drepte ryper per km og år.

Hemsedal kommunale elektrisitetsforsyning sa seg villig til å være med i et eksperiment for å teste betydningen av jordlinen i forhold til rypekollisjoner. Etter tre års feltarbeid ble jordlinen i mars 1992 fjernet langs det 2,5 km lange avsnittet som ble patruljert av 20 kV-ledningen. Patruljeringen langs de tre andre avsnittene fortsatte som før. Resultatene fra dette eksperimentet er

interessant da det viste seg at kollisjonshyppigheten ble signifikant lavere de neste tre årene, og bortimot halvert. Dette indikerer at det bør vurderes nøye å benytte alternativer til underliggende jordline på 20 kV-ledninger. I Norge finnes over 60 000 km kraftledninger av denne spenningskategorien, og en del av disse har gjennomgående, underliggende jordline.

At 300 kV-ledningen forårsaket større dødelighet enn 66 kV-ledningen, og totalt sett ikke så mye mindre enn avsnitt 3, må blant annet ses i sammenheng med at ryper i enkelte perioder må foreta lengre forflytninger i terrenget, f eks fra én dalside til en annen. Flygehøyden vil da naturlig nok være større enn ellers. Slike forflytninger vil blant annet avhenge av fremherskende vindretninger og snøakkumulering, som etter hvert kan føre til at preferert vegetasjon og næring blir utilgjengelig. Imidlertid er det grunn til å legge spesiell vekt på mange hønsefuglarters tilsynelatende uskarpe syn og begrensede evne til raske unnamanøvrer når de møter uventede hindringer. I Norge vil de også måtte være aktive i perioder om vinteren med spesielt dårlige lysforhold.

4.6 Utleggingsforsøk

Utleggingsforsøkene som ble gjort for å teste omsetningshastigheten av kollisjonsdrepte ryper, bekreftet det mange andre undersøkelser tidligere har funnet, nemlig at organiske stoffer av høy næringsverdi sjelden blir liggende urørt lenge (jf Putman 1983). Åtseleaktivitet i tilknytning til kraftledningstraséer er et kjent fenomen (Scott et al. 1972, Heijnis 1980, Faanes 1987, Hoerschelmann et al. 1988). Under feltarbeidet ble det ved en rekke anledninger registrert både kråke, ravn og kongeørn samt spor av rødrev som enten hadde krysset, eller fulgt traséen. Under gunstige sporsnøforhold ble det bekreftet at rødrev, røyskatt, kongeørn og ravn var mest aktive ved fjerning av utleggene, spesielt rødrev.

På grunn av et begrenset materiale, og stor spredning, var det ikke mulige å finne statistisk, signifikante forskjeller mellom årstidene i forhold til hvor lang tid det gikk før utleggene ble fjernet. Det var imidlertid indikasjoner på at omsetningen var høyest om våren og lavest om vinteren, med gjennomsnittlige liggetider på henholdsvis 4,3 og 8,3 dager. Den registrerte omsetningshastigheten dannet grunnlag for de korreksjonsverdiene som ble valgt i tilknytning til estimering av totale tap.

Det er laget en modell for omsetningshastighet av kollisjonsdrept fugl på bakgrunn av reelle funn fra patruljeringer og utleggingsforsøk (Bevanger et al. 1994) som viser at kollisjonsdrepte fugler om vårvinteren generelt forsvinner meget raskt, slik at sannsynligheten for å finne alle kollisjons ofre avtar sterkt med økende patruljeringsintervall. Selv ikke daglige kontroller ville hindre at predatorer og åtseletere i en del tilfeller vil være først ute.

4.7 Vårterritorier og jaktuttak

Det er vanskelig, på bakgrunn av de data som foreligger, å trekke spesielle konklusjoner i forhold til hvordan jaktuttaket eller dødelighet som følge av kollisjoner mot kraftledninger hver for seg eller til sammen kan ha påvirket bestandsutviklingen av rype i området. Uttaket har variert relativt mye i løpet av undersøkelsesperioden, dels som følge av selvpålagt "baglimit". Det kan imidlertid fastslås med rimelig stor sikkerhet at jaktuttaket har vært betydelig mindre enn dødeligheten som kraftledningene har forårsaket i samme periode.

Det ble dokumentert at gjennomsnittlig antall vårterritorier av lirype økte fra 1989 til 1995. Det ble derimot ikke funnet noen sammenheng mellom antall territorielle stegger om våren og jaktuttaket samme høst, eller mellom jaktuttaket om høsten og tettheten av territorielle stegger den påfølgende vår. Resultatene viser at det ville vært nødvendig med en betydelig større feltinnsats og et annet prosjektdesign for å kunne si noe om eventuelle sammenhenger mellom de ulike mortalitetsfaktorene i området og bestandsutviklingen.

5 Kunnskapsstatus

Først på 1970-tallet ble kollisjonsproblematikken satt på dagsorden for alvor, i første rekke i USA (jf Avery 1978) ettersom en der fikk lovbestemmelser som påbød konsekvensanalyser i forbindelse med kraftledningsbygging for å sikre at miljøinteresser ble ivaretatt på lik linje med økonomiske og tekniske vurderinger (jf Hobbs 1987).

De fleste undersøkelser tilknyttet kollisjonsproblematikken har vært utført som "worst case studies". Særlig har kraftledninger som har krysset rike våtmarkslokaliteter, med f eks store mengder hekkende eller overvintrende fugler, eller som har krysset sentrale trekkveier, blitt fokusert. Dette er trolig noe av bakgrunnen for at fuglekollisjoner mot kraftledninger til dels har vært sett på mer som et tilfeldig fenomen eller kuriosum, enn som en regulær dødelighetsfaktor.

Sentrale spørsmål knyttet til kollisjoner er:

- Hvilke arter er involvert i kollisjonsulykker?
- Hvilke avgjørende biologiske og økologiske faktorer gjør en fugl til et kollisjonsoffer?
- Hvilke øvrige faktorer påvirker kollisjonshyppigheten?
- Kan denne type ekstradødelighet påvirke populasjonene hos sterkt berørte arter?

For å gi uttømmende svar på hvorfor fugler kolliderer mot kraftledninger, må flere aspekter analyseres; det vil normalt være et sett av faktorer som virker sammen. Disse årsaksfaktorene kan grovt sett samles i fire grupper:

- biologiske
- topografiske
- meteorologiske (og geografiske)
- tekniske

5.1 Arter involvert i kollisjonsulykker

Sammenlignet med elektrokusjon er det langt vanskeligere å forutsi hvor og når en kollisjon mot en kraftledning vil finne sted, eller hvilken art som vil være involvert. Gjennom de mange undersøkelser som er foretatt i tilknytning til fuglekollisjoner rundt omkring i verden kan det trolig slås fast at enhver fugl som kan fly løper en viss risiko for å bli et kollisjonsoffer hvis den opptrer i et område med luftledninger. En gjennomgang av 16 undersøkelser viste at 15 ordener, 41 familier, 129 slekter og 245 arter var registrert blant kollisjonsofrene (Bevanger in press b).

Ser en disse tallene i sammenheng med en tidligere gjennomgang foretatt i USA i 1978 (Thompson 1978), er det bare to fugleordener (vel og merke av dem som har flygende arter) som ikke er registrert som kollisjonsoffer;

nemlig musfugler (Coliiformes) og trogoner (Trogoniformes). Musfugler er imidlertid registrert som kollisjonsoffer ved en undersøkelse i det sørlige Afrika (Hobbs 1987). Trogoner er knyttet til områder i Sør-Amerika, Afrika og Sørøst-Asia hvor kraftledninger forekommer relativt sparsomt og hvor slike undersøkelser ikke er kjent utført.

Blant annet på grunn av det mangfold av datainnsamlingsprosedyrer som er benyttet i tilknytning til undersøkelser omkring kollisjonsdødelighet, er det vanskelig uten videre å forutsi hvilke arter som er spesielt utsatt. Det kan være vanskelig å bedømme antall kollisjonsfunn av en art i forhold til artens relative opptreden og forekomst. Mindre spurvefugler - f eks troster og vadefugler, registreres ofte som tallrike kollisjonsoffer når undersøkelser gjøres i tilknytning til kraftledningsspenn som krysser sentrale trekkveier. Ser en på antall kollisjoner i forhold til totalt antall kryssende individer, vil imidlertid den prosentvise andel som regel bli bagatellmessig. Noe helt annet blir det når f eks traner, pelikaner, storker og hønsefugler kolliderer, ettersom totalbestandene og antall kryssende individer av disse artene ofte bare utgjør brøkdeler i forhold til spurvefugler og vadefugler (Bevanger 1993a).

5.2 Kollisjonsregulerende faktorer

5.2.1 Biologiske aspekter

Morfologi. En fugls flygemorfologi vil måtte utvikle seg innen et mangfold av biomekaniske og økologiske rammebetingelser på en måte som tillater individet å optimalisere overlevelse og reproduksjon. Seleksjonen kan f eks favorisere evnen en fugl har til å utnytte tilvokste og vanskelig fremkommelige habitater ved at vingespennet blir mindre eller ved at manøvreringsdyktigheten øker. Vingeladning, dvs forholdet mellom kroppsvekt og vingeeareal, og aspekt, dvs forholdet mellom vingespenn og kvadratet av vingeearealet, er avgjørende for fuglers flygeferdighet (Norberg 1990).

Det er brukt multivariate analysemetoder for å studere fuglers flygeevne i forhold til anatomi og økologisk tilpasning (jf Rayner 1988, Norberg 1990). Rayner (1988) har bl a gruppert taxonomiske hovedgrupper av fugl i forhold til vingemorfologi ved å benytte uavhengige mål av kroppsstørrelse og vingeproporsjoner. Denne metoden er spesielt nyttig ved at det er mulig å identifisere hva som kan kalles "dårlige flygere".

Generelt synes det å være overvekt av arter med høy vingeladning blant kollisjonsoffer; f eks rikser, tinamuer og hønsefugl. Når det gjelder riksefugler finnes betydelige mengder empiriske data som støtter opp om en slik antagelse. Tinamuer, som utelukkende finnes i Sør-Amerika, og som rent morfologisk har mange

fellestrekk med hønsefugl, beskrives som særdeles klønede flygere som både flyr inn i husvegger og andre hindringer som står i veien (del Hoyo et al. 1992). Publiserte data omkring fugl og kollisjoner mot kraftledninger fra Sør-Amerika finnes imidlertid i liten utstrekning (Rosselli & Zerda 1997).

I Norge, og andre nordiske land, har det vært mulig å studere kollisjonsutsatthet hos hønsefugl. Helt fra århundreskiftet finnes beretninger i bl a Norges Jeger- og Fiskerforbunds Tidsskrift som uttrykker bekymring for at både ryer, storfugl og orrfugl ble funnet drept under kraft- og telefonledninger (jf Wadén 1904, Grotli 1922, Sørum 1950, Wilse 1951, Johannessen 1952, Hiltunen 1953, Heitkøtter 1972, Anon. 1973, Swensen 1975, Stanghelle 1985). For å se om dette var en regulær dødelighetsfaktor for hønsefugl ble det i perioden 1984-87 foretatt regelmessige patruljeringer av utvalgte høgspenteledningsavsnitt i Orkdal, Meldal og Rennebu kommuner (Bevanger 1988a). Denne undersøkelsen viste at både rype, storfugl og orrfugl var utsatt for å kolliderer mot kraftledninger både høst, vinter og vår. Senere undersøkelser i boreal bjørkeskog både i Sør- og Nord-Norge har bekreftet at ryer regelmessig kolliderer mot luftledninger, særlig om vinteren og tidlig vår (Bevanger 1993b, Bevanger & Sandaker 1993).

Syn. Det er generell mangel på artsspesifikk detaljkunnskap når det gjelder fuglers syn. Men ettersom temaet både er komplekst og fascinerende, har det vært gjenstand for betydelig forskningsinnsats opp gjennom årene (Sillman 1973, Schmidt-Morand 1992).

Da hønsefugler gjerne er lett tilgjengelige forskningsobjekter er synsfysiologien hos disse relativt godt kartlagt. Blant annet ser det ut til at mange arter er afoveale, dvs at de mangler eller har et dårlig utviklet område på netthinnen med spesielt høy tetthet av synsceller (jf Sillman 1973). Dette innebærer bl a at synsskarpheten kan forventes å være redusert. Teoretisk sett må det antas at synsskarphet og evne til dybdesyn hos en fugl vil berøre dens evne til å se, og eventuelt unngå, uventede lufthindringer.

Visse karakteristiske trekk hos våre skogsfuglarter kan være med å støtte opp under en antagelse om at de ikke har spesielt skarpt syn. Det er f eks ikke uvanlig å oppleve at storfugl braser inn i kvister og småtrær når de skremmes. For å få indirekte holdepunkter for hvorvidt syn har betydning for kollisjonshyppigheten, ble kollisjonssårbarhet om vinteren hos ryer i Sør- og Nord-Norge sammenlignet (Bevanger 1993a). Tanken bak dette var at fordi lysmengden om vinteren vil avta med økende breddegrad vil en forvente at det er vanskeligere for f eks ryer i Finnmark å se lufthindringer enn i Sør-Norge. Som et sammenlignende mål for kollisjonssårbarhet ble benyttet forholdet mellom antall kollisjonsoffer funnet og antall observasjoner av levende fugl (jf **kapittel 4.3**). Det ble imidlertid ikke

funnet noen entydig forskjell på bakgrunn av de statistiske tester som ble benyttet.

Det er minst to måter å resonnerer i forhold til et slikt resultat, fordi det er to variable inne i bildet som vanskelig kan betraktes uavhengig av hverandre; nemlig lysmengde og synsskarphet. Evnen til å se tydelig øker vanligvis med lysmengden. Hvis det derfor om vinteren påvises større kollisjonshyppighet i nord enn i sør kan det bety at det blir vanskeligere å se ledningene fordi lysmengden minker. Hvis det ikke påvises forskjeller mellom nord og sør kan det imidlertid også tolkes dit hen at ryer generelt ser så dårlig at litt lys fra eller til ikke har avgjørende betydning.

Tilnærmet samme resonnerement kan brukes i forhold til tykkelsen av luftliner. Hvis ryer ser godt, kan det forventes at de ikke vil kolliderer så ofte mot tykke som tynne liner. Hvis de derimot generelt ser dårlig og uskarpt, vil forskjeller i wire-tykkelse neppe gi større utslag.

Atferdsøkologi. Bestemte atferds karakteristika vil bidra til å øke faren for kollisjoner. Arter som tilbringer mye tid i luften vil f eks måtte antas å kolliderer oftere enn dem som tilbringer det meste av livet på bakken. Hønsefuglarter har alle sine bestemte atferdsmønstre, f eks i forhold til paringsspill om våren, til bruk av dokk (dvs nedgraving i snøen) om vinteren, døgnaktivitet i forhold til næringsinntak osv. Det vil derfor være interessant å se om det mønster som er blitt funnet ved kartlegging av kollisjonsomfang hos hønsefugl kan forklares ut fra karakteristiske atferdstrekk hos den enkelte art.

Det ville f eks ikke være rimelig og forvente å finne mye ledningsdrept hønsefugl om sommeren ettersom dette er en periode da fuglene i stor utstrekning holder seg på bakken, både på grunn av hekking og kyllingpass og overflod av mat i nærområdene. Ved de undersøkelser som er foretatt (Bevanger 1993a) er det heller ikke med sikkerhet registrert kollisjonsdrept hønsefugl i perioden juni-august. Høst, vinter og vårmønsteret er ikke like lett å forutsi. Det er imidlertid ikke unaturlig å forvente høy dødelighet om vinteren på grunn av dårlig sikt. En dramatisk forbedring i lysforholdene utover våren ville umiddelbart kunne tenkes å fjerne enhver kollisjonsfare. I denne perioden øker imidlertid også aktiviteten hos hønsefuglene sterkt i forbindelse med paringslek, noe som vil forventes å trekke i motsatt retning.

Når forholdet mellom antall kollisjonsdrepte fugler funnet og antall observasjoner av levende fugl ble benyttet som en "fangst- eller sårbarhetsindeks", var det klare indikasjoner på at flest storfugl kolliderte om vinteren, mens flest orrfugl kolliderte om høsten (Bevanger 1993a). Et arbeid omkring skogshønsenes aktivitetsrytme (Marjakangas 1992) kan bidra til å forklare en slik forskjell i kollisjonsmønster. Det ble funnet at orrfugl om vinteren har en aktivitetsperiode i

forhold til næringsøk om morgenen omkring soloppgang. Resten av tiden, i gjennomsnitt ca 94 %, tilbringer den nede i snøen, i dokk. Dette gjør at orrfuglens aktivitetsmønster skiller seg fra det som er funnet hos storfugl og rype, som har en aktivitetstopp mot kvelden når lysforholdene er dårlige. I tillegg må understrekes at orrfugl relativt hyppig spiller om høsten, hvilket fører til at fuglene beveger seg en del i terrenget (Bevanger 1993a).

Jerpe er ikke blitt registrert som kollisjonsoffer (Bevanger 1993a). Dette innebærer neppe at arten er bedre flyger eller har andre egenskaper som gjør den bedre skikket til å unngå kollisjoner mot kraftledninger enn andre hønsefugler. Svaret ligger trolig gjemt i artens økologi. For det første er jerpe sterkt knyttet til bestemte biotoper som har begrenset utstrekning og vil følgelig ha et flekkvist utbredelsesmønster (jf Swenson & Angelstam 1993). Kraftledninger som ikke grenser inn til eller krysser disse flekkene vil generelt ikke innebære noen risiko for jerpe. Sannsynligheten for at noen av de patruljerte kraftledningene skulle krysse eller ligge opp til et slikt jerpehabitat, er liten. For det andre lever jerpe i tett skog og tar sjelden til vingene.

Sammenfatningsvis kan det sies at for å kunne forklare hvorfor hønsefugl synes å være spesielt utsatt for å kolliderer mot kraftledninger, må både flygemorfologi, syn og atferdsøkologi trekkes inn i bildet. Det er mange indikasjoner på at hønsefugl er spesielt utsatt for å kolliderer med luftledninger både på grunn av syn, flygeferdigheter og bestemte atferds karakteristika knyttet til de enkelte årstider.

Arter som tilbringer mye av sin tid i luften, i første rekke predatorer, må forventes å være mer utsatt for å kolliderer enn arter som primært holder seg på bakken. Generelt synes imidlertid rovfugl ikke å være spesielt hyppig involvert i kollisjonsulykker (Olendorff & Lehman 1986), men enkelte arter er sårbare for å kolliderer på grunn av sin jaktatferd -i første rekke høy hastighet når de forfølger et bytte (f eks jaktfalk, vandrefalk, hønsehauk, myrhauk og kongeørn) (Bevanger & Thingstad 1988, Rose & Baillie 1992, Bevanger & Overskaug 1995, in press, Bevanger in press b).

5.2.2 Topografiske aspekter

Det er vanskelig å vurdere hvordan landformasjoner innvirker på det valg fuglene gjør mht flygerute. Det er utvilsomt viktig å skille mellom makro- og mikroformer i terrenget. Geyr von Schweppenburg (1929, 1933, 1963) innførte det klassiske begrepet "ledelinje" for å beskrive makroformer som er viktige for trekkfugler, og som kan være med å skape sentrale trekkveier (Dobben & Makkink 1933, Dobben 1955, Malmberg 1955). En slik ledelinje kan f eks være en kystlinje. Generell kunnskap om ledelinjer som har betydning for fuglers navigering, lokalt eller i forbindelse med langdistanseforflytninger (jf Mueller & Berger 1967, Alerstam 1977), kan være viktig

for å forklare hvorfor det enkelte steder er en overhyppighet i kollisjonsomfang ("hot spots"). Lokale ledelinjer kan være større og mindre forsøkninger og daler eller treløse områder som myrdrag, som tillater fugler å fly lavere enn de ellers ville kunne gjøre. En trenet ornitolog kan til en viss grad være i stand til å forutsi ledelinjer i terrenget i forhold til eksisterende topografi og kunnskap om de enkelte fuglearters atferdsmønstre.

En kraftledning som er plassert mellom et område våtmarksfugler benytter til å hente mat, og et område de tilbringer natten, kan være katastrofal (jf McNeil et al. 1985, Crivelli et al. 1988), spesielt når det bare er en kort distanse mellom områdene slik at fuglene flyr i et kritisk høydenivå. Fugler som er avhengige av spesielle spillplasser om våren (f eks storfugl og orrfugl) er sårbare for å kollidere hvis kraftledninger og gjerder er lokalisert i nærheten, siden de ofte foretar korte forflytninger i kritiske høyder (Bevanger 1990b).

Et hovedprinsipp i forbindelse med trasévalg for kraftledninger som f eks passerer nært inn til ornitologiske nøkkelområder (næringslokaliteter, hekkeplasser osv) bør være at de legges slik i forhold til topografiske strukturer og vegetasjon at fugler tvinges til å fly over linene (jf Thompson 1978). Skogsvegetasjon langs kraftledninger, der trærne når over linene, vil ofte være en effektiv hindring og garanti mot kollisjoner. I den sammenheng kan det i enkelte tilfeller tenkes at restriksjoner på skogbehandling langs kraftledninger bør vurderes. For at faseledere og jordliner lettere skal kunne oppdages bør kraftledninger også lokaliseres slik at de skaper kontraster i forhold til en bakgrunn. Dette vil utvilsomt komme i konflikt med krav som ofte stilles om at kraftledninger skal plasseres slik at de er så anonyme som mulig sett med våre øyene.

Undersøkelser i Midt-Norge (Bevanger 1990b) indikerte at det var færre kollisjoner der det var tett skog, enten på den ene eller begge sidene av ledningstraséen. Hogstformer vil derfor tenkes å kunne ha innvirkning på kollisjonshyppighet. Flatehogster kan åpne områder slik at kollisjonsfaren øker. I tilknytning til spillplasser og andre viktige områder for fugl bør slike aspekter vurderes nøye.

I tillegg til prinsippet om å plassere ledningene i tilknytning til strukturer som tvinger fuglene til å øke flygehøyden, bør ledningene plasseres parallelt i forhold til sentrale trekkveier og ledelinjer (Scott et al. 1972). Disse prinsippene ble illustrert av Thompson (1978), som ikke bare understreket betydningen av å lokalisere linene parallelt med topografiske elementer som daler, rygger og forkastninger, men også parallelt i forhold til dominerende vindretninger slik at fugler ikke ble blåst inn i linene. I praksis har imidlertid økonomiske, estetiske og andre hensyn så langt overskygget økologiske vurderinger når trasévalgene er blitt gjort (Bevanger 1994b).

5.2.3 Meteorologiske og geografiske aspekter

På tross av at fuglers trekkemønster er en del av deres livshistoriestrategi, og følgelig kunne vært behandlet i tilknytning til de biologiske aspektene, synes det naturlig å diskutere dette i tilknytning til meteorologiske aspekter ettersom fuglers forflytningsmønster i stor grad synes å være influert av vær og atmosfæriske forhold (jf Alerstam & Ulfstrand 1975).

Flygemønster og variasjoner i flygehøyde er viktige faktorer når sannsynligheter for at kollisjoner skal finne sted skal vurderes. Radarstudier og visuelle observasjoner fra bakken (fugleobservatorier) og fra fly (jf Eastwood 1967, Able 1970, Pennycuick 1972, Alerstam & Ulfstrand 1974, Durman 1976, Pennycuick et al. 1979, Richardson 1976, 1978, 1979, Alerstam 1985) har i vesentlig grad bidratt til å øke vår kunnskap om betydningen av slike faktorer de senere årene. Kerlinger & Moore (1989) har laget en samlet fremstilling omkring effektene av variasjoner i atmosfæriske forhold i relasjon til fugletrekk. Martin (1990) har gjort det samme i tilknytning til hvilke sensoriske problemer nattaktive arter, inklusive arter som trekker om natten, møter. Martin (1990) slår fast at arter som trekker om natten trolig utfører den mest fremtredende nattaktive atferd hos fugler overhodet.

De fleste trekkfugler, dvs de som flyr aktivt ("aktive flygere"), trekker normalt om natten eller tidlig om morgenen, før kl 1000. Trekkfugler med passivt forflytningsmønster ("passive flygere"), dvs større arter som er avhengige av oppadgående luftstrømmer, trekker i stor utstrekning midt på dagen (Kerlinger & Moore 1989). Større arter, slik som de fleste vannfuglartene, har større tendens til å trekke på dagtid enn mindre spurvefugler (Evans 1990). Hovedfaktorene som er med å bestemmer disse trekkemønstrene er lufttemperatur og vindforhold. Martin (1990) understreket at det ikke synes å være noen art som kan betegnes som rent nattaktiv i forhold til trekkatferd, og at de fleste arter som trekker om natten også kan fly på dagtid. Det er enighet blant forskere om at det generelt er svært vanskelig å komme med bastante utsagn i forbindelse med det å skulle beskrive fuglers trekkemønstre og trekkstrategier.

Værforholdene influerer på atferden hos trekkfugler, så vel som hos stasjonære arter, og det er viktig å skille mellom stasjonære populasjoner og trekkfugler når effekter av atmosfæriske forhold og vær-situasjoner vurderes. Disig, overskyet vær, og spesielt tykk tåke og vind, er kjent for å påvirke den generelle flygehøyden slik at fuglene flyr lavere, ofte like over bakken (Avery et al. 1977, Elkins 1988, Kerlinger & Moore 1989). Noen av de mest dramatiske beretninger om fuglekollisjoner mot konstruksjoner oppført av mennesker beskriver nettopp slike værforhold (jf Kemper 1964, Aldrich et al. 1966, Blokpoel & Hatch 1976, Schroeder 1977, Verheijen 1981). Når det er meget sterk vind vil de fleste fugler slå seg ned på bakken for å unngå å kollidere med et eller

annet (Elkins 1988). Aktive flygere endrer normalt flygehøyden i forhold til vindretning og -hastighet (Kerlinger & Moore 1989). Motvind tvinger fugler til å fly lavere enn medvind (jf Bergman 1978, Perdeck & Speek 1984). Fra et energetisk synspunkt er det fordelaktig å fly lavt ved motvind ettersom vindhastigheten er lavest nær bakken. Lokalt nedsatt sikt på grunn av tåke, regn eller snø, gjør at luftliner blir spesielt vanskelig å oppdage.

De meteorologiske så vel som biologiske og topografiske aspektene, er viktige i forbindelse med planlegging av en kraftledningstrasé. Omhyggelig planlegging er blant de beste og billigste metoder for å redusere fuglekollisjoner mot kraftledninger (jf Miller 1978, Thompson 1978). Detaljert kunnskap om lokale trekk og forflytningsveier er her avgjørende. Dessverre er slik kunnskap ofte mangelvare. Generelt må økologisk, følsomme områder, slik som våtmarker hvor fugler samler seg for å hekke, hvile, finne næring under trekk eller overvintre, unngås. I enkelte deler av verden, f eks USA, er såkalte periodiske våtmarksområder et godt eksempel på områder som bør unngås, men som ikke alltid er like åpenbare nøkkelområder for fugl. Slike områder er i første rekke produktive når de blir oversvømmet, men kan fremstå som tørre områder det meste av tiden og følgelig ikke bli vektlagt under planleggingsprosessen.

Etterhvert som kunnskap om hva som karakteriserer et særdeles kollisjonsutsatt ledningsavsnitt akkumulerer, vil forhåpentligvis dette bidra til at mer optimale ledningstraséer velges. Utvelgelse av kraftlednings-traséer er derfor ikke bare en oppgave for teknikere og ingeniører, men i høyeste grad en prosess der økologer må inn i bildet fra første stund. Det er imidlertid en rekke andre interessekonflikter knyttet til kraftledningsbygging, f eks økonomiske, landbruks- og skogbruksinteresser og estetiske/friluftsmessige hensyn. Det må derfor bli opp til miljø- og energiforvaltningsmyndighetene å avgjøre hvilke hensyn som skal veie tyngst i det enkelte tilfelle.

Det er store forskjeller med hensyn til når ulike fuglearter har sin største aktivitet, både i forhold til en døgnrytme og i forhold til en årsrytme. Arter som har stor aktivitet ved dårlig belysning, dvs nattaktive og skumringsaktive arter, kan forventes å være sårbare i forhold til det å skulle fly inn i konstruksjoner oppført av mennesker (Elkins 1988, Martin 1990). Aktivitet under dårlige lysforhold er et stort og komplekst problemområde knyttet til fuglers atferd. Det er enighet om at slik aktivitet ikke finner sted uten risiko, og Martin (1990, s. 115) sier det så sterkt som at "nocturnal behaviour in birds requires an unobstructed habitat". Lysforhold avhenger av breddegrad og årstid. Midtvintersbelysningen (inkludert skumringsperiode) ved 66 °N er 62 % av det den er ved 45 °N (Elkins 1988). Teoretisk skulle derfor fugler ved høyere breddegrader om vinteren ha større sannsynlighet for å fly mot luftliner enn fugler lengre sør, og kollisjonsfrekvensen må antas å øke med

økende breddegrad ettersom lysforholdene forverres i takt med økende breddegrad i vinterhalvåret. Trekkfugler som hekker nord for Polarsirkelen (dvs ca 66 °N) har ikke opplevd nattemørke på mange uker når de starter på trekket sørover om høsten, og ungfugler har ikke opplevd mørke i det hele tatt. Motsatt opplever fugler som kommer trekkende nordover om våren en dramatisk økning av lysperiodens lengde. Å spekulere i hvorvidt høsttrekket er farligere enn vårtrekket sett i relasjon til kollisjoner, er imidlertid ikke spesielt konstruktivt ettersom mulighetene til å teste dette er minimale. Trekkfugler krysser imidlertid enorme mengder luftliner på sin vei, enten de flyr sørover eller nordover, og det vil derfor kanskje være naturlig å anta at trekkfugler generelt er mer utsatt for kollisjoner enn stasjonære arter.

5.2.4 Tekniske aspekter

På tross av at flygehøyden hos en fugl aldri kan bli en forutsigbar parameter på grunn av at så mange modifierende faktorer er inne i bildet, så kan kollisjonshyppigheten mot luftliner påvirkes gjennom design og utforming av energioverføringssystemene, f eks i forhold til faseledernes og jordlinenes høyde, innbyrdes avstand og plassering (konfigurasjon), linediameter og antall kurser. Mellom kraftledningsmastene vil linene normalt henge i buer på grunn av egen tyngde. Linehøyden over bakken vil midt mellom to stolper kanskje bare være halvparten av høyden linen har ved stolpene. Dette betyr at fugler eksponeres for kollisjonsfare ved en rekke høydenivå. Metallekspansjon gjør at linehøyden også varierer mye (1-2 m) i forhold til temperatur, som varierer med lufttemperatur, men særlig med belastningen i faselederen, dvs hvor mye strøm som kjøres igjennom. For å oppnå en jevnere og mer stabil bakkehøyde ville det være nødvendig med langt flere master, noe som igjen bl a ville fordyre kraftledningsbygging betydelig.

En flat linekonfigurasjon er å foretrekke sammenlignet med en vertikal, dvs liner bør samles i så få plan som mulig (Bevanger 1994b). I Holland viste det seg at ved å gå over til en mastekonstruksjon med bare to ledningsnivå, så ble kollisjonshyppigheten betydelig redusert (Renssen et al. 1975). Mange norske energiverk understreket i sine svar på et spørreskjema (Bevanger & Thingstad 1988, Bevanger 1994a), at de hadde observert at trekantoppheng i særlig grad forårsaket fuglekollisjoner.

Det kan være fornuftig å samle flere kraftledninger langs én felles trasé (Thompson 1978). Dette kan medføre at linene blir lettere å oppdage, og at det totalt sett blir båndlagt mindre arealer. Fugler vil i tilknytning til slike lett synlige kraftledningskorridorer være nødt til å foreta én, i stedet for flere, unnvikende manøvrer. Kraftledningstraséer som ligger parallelt, men med noe avstand til hverandre, tvinger fugler til å foreta en rekke unnvikende manøvrer, med derav følgende økning i

kollisjonsrisiko. På en annen side vil kraftledninger samlet i en felles korridor, og med liner i mange høydenivå, kunne medføre betydelig kollisjonsrisiko for fugler når det er dårlig vær og redusert sikt.

Det er de senere år, bl a i Norge, i økende grad tatt i bruk forskjellige typer luftkabler i fordelingsnettet, både høyspent og lavspent. Den vanligste type luftkabel ved 20 kV er BLX-line (eventuelt AXUS). Dette er en "vanlig" luftline med isolasjon for å kunne ha et smalere ryddebelte for f eks trær ettersom de kan tåle en viss periode med innbyrdes berøring uten å forårsake overslag. Dette er trolig en fordel i forhold til det å skulle unngå kollisjoner (jf Bevanger 1990a). Disse kablene har så pass stor diameter at de blir mer synlige enn vanlige faseledere av FeAl. I tilfelle kollisjon mot en luftkabel er det også rimelig å anta at eventuelle skader ikke i samme grad får dødelig utgang som ved påflygning mot en metallwire.

Luftledninger for høyspente overføringsystemer har ofte én eller flere jordleder(e) til vern mot lyn og andre overspenninger. Jordliner er enten plassert over eller under faselederne. Fjerning av jordliner har vist seg å føre til redusert kollisjonshyppighet (Beaulaurier 1981, Beaulaurier et al. 1984, denne undersøkelsen). Flere forfattere har understreket at jordlinene i særdeleshet mistenkes for å forårsake mange kollisjoner (jf Meyer 1978, James & Haak 1979, Willdan Associates 1982). Beretninger fra øyenvitner om svaner som har vært i stand til å unngå kollisjoner mot faselederne, men som ved å stige har fløyet inn i jordlinene, finnes det flere av (Bevanger 1994b).

Overføringsledninger i Sverige har blitt utstyrt med tykkere jordliner (Lindgren 1984). Det mangler imidlertid empiriske data som kan fortelle om det er et generelt inverst forhold mellom kollisjonsfrekvens og jordline- og faselederdiametere.

Alternativer til jordliner er generelt vanskelig å finne og må vurderes etter spenningsnivå. For distribusjonsnettet (20 kV) er gjennomgående jordline relativt lite brukt. Der den er brukt, er den lokalisert under faselederne. På dette spenningsnivået er jordlinens funksjon knyttet til jording, og ikke til vern mot lynoverspenninger slik som toppliner på høyere spenningsnivåer. Bruk av gjennomgående jordline på 20 kV er i stor utstrekning basert på skjønn og til dels "tradisjon" (Bevanger 1994a). Det er grunn til å se kritisk på slik jording, spesielt i områder med mye fugl. Alternativer til gjennomgående jordline på 20 kV er først og fremst bedre jording rundt transformatoranlegg, eventuelt å grave jordlina ned over korte strekk.

For spenninger fra 45 kV og oppover er gjennomgående jordline plassert på toppen av mastene, og kalles toppline. Funksjonen til topplina er vern mot lynoverspenninger. Over kortere strekninger kan det være aktuelt å grave den ned, f eks over ledningsstrek

der fugl er spesielt utsatt. Nedgraving av topplina over en lang strekning er ikke ønskelig fordi man da mister topplinens vernevirkning mot lynoverspenninger.

5.3 Populasjonsmessige aspekter

Noe av det vanskeligste innen økologisk forskning er å vurdere populasjonsmessige konsekvenser av en bestemt dødelighetsfaktor. For det første er det vanskelig å isolere den faktor det er ønskelig å studere fra andre faktorer; for det andre er det vanskelig å frembringe gode nok estimater for tapsomfang, og for det tredje er det vanskelig å frembringe bestandsestimater og andre nødvendige demografiske data for den populasjonen det er ønskelig å vurdere. De vurderinger som kan gjøres blir følgelig av relativt generell karakter.

Tapstall. Kraftledninger dreper likt og ulikt av fuglearter, både arter med livskraftige populasjoner og arter som så å si er utryddet. Det kan være illustrerende å benytte kaliforniakondoren *Gymnogyps californianus* som eksempel. Arten har hatt en dramatisk tilbakegang gjennom hele dette hundreåret og vært utsatt for en rekke dødelighetsfaktorer. Farmerne har vært raske til å ta frem hagla når en kondor har vært i nærheten. Utlagt åte med gift har også hatt dramatiske konsekvenser for bestanden. Kraftledninger har vært kjent som en av flere, mer kuriøse dødelighetsårsaker, men uten å ha vært tillagt noen større betydning.

Midt på 1980-tallet ble de siste ville kondorene innfanget, og det har siden vært arbeidet intenst for å berge arten fra utryddelse gjennom et kunstig oppdrettsprogram. I 1992 ble det satt ut 8 kondorer i deler av det gamle utbredelsesområdet for arten. Høsten 1993 ble det meldt at bare 4 av disse fuglene var i live. Én hadde mistet livet på grunn av forgiftning, tre andre var døde på grunn av elektrokusjon (Mestel 1993). Dette illustrerer et viktig økologisk prinsipp i forhold til truede og sårbare arter, nemlig at de omstendigheter eller den faktor som til syvende og sist medfører at en art blir utryddet, kan være helt forskjellig fra det som i utgangspunktet fikk artens bestandsstørrelse til å falle til et sårbart nivå (jf Temple 1986).

På tross av at det de siste 10 årene er dokumentert at kraftledninger er en regulær dødelighetsfaktor for hønsefugler (Bevanger 1988a, b, 1993a og b, Thingstad 1989, Bevanger & Sandaker 1993), har det vært vanskelig å komme frem til pålitelige estimater for hvor mye fugl som drepes lokalt, regionalt eller nasjonalt. Det er utarbeidet en metode for hvordan antall kraftledningsdrepte hønsefugler kan beregnes (Bevanger 1993a, 1995c). Som grunnlag for denne beregningen er brukt funn- eller kollisjonsfrekvens, dvs antall hønsefugler identifisert som kollisjons ofre i løpet av en bestemt tidsperiode (årstid) per km kraftledning

patruljert i samme tidsrom (Bevanger 1988a, 1995c). I tillegg til korreksjoner av funnfrekvens, er det nødvendig å kjenne kraftledningenes fordeling i terrenget, dvs antall km som f eks krysser rypeterreng.

Av ca 215 000 km kraftledninger i Norge, er ca 95 000 høyspent, dvs fra 11-420 kV (Statistisk sentralbyrå 1993). Alle undersøkelser i tilknytning til hønsefugl og kraftledninger som er utført i Norge er knyttet til høgspennetnettet og denne delen av nettet ble derfor benyttet som grunnlag for en mer landsomfattende beregning for kollisjonstap. Et digitalisert kartgrunnlag for høgspennetnettet som dekket relativt store deler av landet, sammen med andre digitaliserte kartdata, ga grunnlag for å beregne hvor mange km kraftledninger som er knyttet til henholdsvis rype-, storfugl- og orrfuglterreng (Bevanger 1993a, 1995c). På bakgrunn av en korrigert funnfrekvens, og antall km høgspennetledninger som krysser et artsspesifikt habitat, ble totale tap for ulike årstider estimert. Sammenlignes de estimerte kollisjonstapene med det årlige jaktuttaket av de samme arter, representerer de henholdsvis 9 %, 47 % og 90 % for rype, orrfugl og storfugl (Bevanger 1995c). Estimert, årlig, gjennomsnittlig jaktuttak for perioden 1987/88 til 1991/92 var 572 000 ryper, 55 500 orrfugl og 22 200 storfugl (Statistisk sentralbyrå 1992).

Den funnfrekvens som ble benyttet i tilknytning til estimatene referert ovenfor avviker imidlertid i forhold til den som ble brukt ved denne undersøkelsen. Undersøkelsene i Midt-Norge var av en mer ustrukturert karakter og med relativt ujevne patruljeringsintervall. Funnfrekvensen ble derfor definert som antall fugler funnet per patruljert km, og ikke per km i forhold til ledningsavsnittenes lengde, slik som ved denne undersøkelsen. Hvis de korrigerede tallene fra denne undersøkelsen legges til grunn vil et estimat for hele landet bli 218 200 kollisjonsdrepte ryper per år, eller 49 % i forhold til jaktuttaket. Minimumsestimatet vil være 128 200 og maksimumsestimatet 434 200 årlig.

Hønsefugl er økonomisk interessante arter på grunn av den betydning de har som jaktobjekter. Omfanget av dødeligheten innen ulike populasjoner, sammen med populasjonenes evne til å kompenseres for ulike former for dødelighet, vil være sentrale spørsmål selv om det så langt ikke kan gis tilfredsstillende svar. Det er knapt grunn til å dramatisere tapsestimatene for norske hønsefugler i forhold til kraftledninger, men det er viktig å legge merke til at tapstallene for f eks storfugl kan vise seg å ligge i samme størrelsesorden som jaktuttaket på landsbasis. Ettersom beregningene bare bygger på eksisterende høgspennetnett, kan det tenkes lokale situasjoner der den totale luftledningsbelastningen er så høy at det kan ha negative virkninger for bestanden.

Konsekvenser for bestandsutvikling. I dagens situasjon er mange fuglearter og andre dyregrupper utsatt for en rekke både åpenbare og skjulte farer i de fleste faser av sin livssyklus, og det blir stadig

vanskeligere å forutsi virkningene av de enkelte, negativt influerende faktorer. Dette er en realitet såvel for truede og sårbare arter, som småviltarter (Bevanger in press b). Situasjonen er for øvrig enkelte steder slik at småviltarter også er truede arter. I Tsjekia er for eksempel orrfugl nå oppført som truet art. Også i Norge er flere fuglearter ansett for å ha truet eller sårbar status (jf Christensen & Eldøy 1988, Størkersen 1992). Til syvende og sist er det den kumulative effekt av de destruktive faktorer, antropogene som naturlige, som bestemmer om en arts populasjonsutvikling blir påvirket. Lokalt har det vist seg at selv arter med høy reproduksjonsevne kan være truet. På bakgrunn av såvel nasjonale som internasjonale politiske beslutninger i forhold til bl a vern av biologisk mangfold, er det faglig sett utvilsomt misvisende å vurdere omfanget av en bestemt kilde til dødelighet isolert.

Generelt må det antas at dødsulykker knyttet til kraftledninger opptrer tetthetsuavhengig. Tetthetsuavhengig dødelighet innebærer dødelighet som opptrer uavhengig av individtetthet i en bestand, dvs ytre faktorer som jakt, predasjon, kollisjoner mot kraftledninger etc. Tetthetsavhengig dødelighet betyr dødelighet pga at det er for mange individer i forhold til ressurstilgang m.m. Tetthetsavhengig/-uavhengig dødelighet har ofte helt forskjellige konsekvenser for dødelighetsomfang, bestandens evne til å bygge seg opp igjen m.m.

Det er viktig å understreke at menneskelig aktivitet har ødelagt store områder med naturlige habitater og ressurser, som f eks hekkeplasser og jaktposter for enkeltarter, eksempelvis hubro og stork. Arter som er sterkt avhengige av slike elementer vil derfor kunne oppleve en ressursmangel. Det vil si at de må kjempe om begrensede ressurser der tapere kan bli tvunget til å ta i bruk suboptimale områder. Økologer har for øvrig lenge understreket at antropogent induserte begrensende faktorer ofte kan forventes å forårsake en reduksjon i habitatets bæreevne.

For enkelte utrydningstruede arter som har vist seg å være sårbare for elektrokusjon eller kollisjonsulykker (f eks kaliforniakondoren), er det liten grunn til å diskutere hvorvidt kraftledninger er farlige for bestanden eller ikke. Kaliforniakondoren er en art med bl a høy levealder, dvs høy overlevelse hos voksne individer, men med relativt lav reproduksjonsevne. På den andre siden har småviltarter, slik som de fleste hønsefugler, høy reproduksjonsevne og kort levetid. Teoretisk vil derfor en ekstra dødelighet hos norske hønsefugler, forårsaket av kraftledninger, isolert sett ikke forventes å ha negative konsekvenser for populasjonsutviklingen.

6 Sammendrag, konklusjoner og tilrådinger

Foreliggende prosjektet har hatt som viktigste målsettinger å

- vurdere omfang av dødelighet hos fugl, som følge av kollisjoner mot kraftledninger
- vurdere bestandsmessige konsekvenser av kollisjoner som dødelighetsfaktor hos rype i forhold til jaktuttak
- identifisere årsakssammenhenger mellom kollisjoner og 1) rypers atferdsmønstre, 2) topografiske forhold/traséføring og 3) ledningskategori/teknisk utforming.

Rapporten inneholder også en kunnskapsstatus av generell karakter omkring problemer knyttet til fugl og kollisjoner med kraftledninger.

Fra april 1989 til juni 1995 ble kollisjonsdrepte fugler i tilknytning til fire kraftledningsavsnitt i Mørkedalen på Hemsedalsfjellet (61° 54' N, 8° 30' Ø) registrert. Området har tre ulike kraftledningskategorier; 20, 66 og 300 kV. Av disse ble 4 utvalgte avsnitt, på til sammen 11 km, patruljert hver 5. dag høst-, vinter- og vårmånedene (september-mai), og hver 10. dag om sommeren (juni-august). Innenfor samme område ble tetthet av territorielle lirypestegger innenfor 5,75 km² av et jaktterreng kartlagt hver vår.

Det ble til sammen funnet 399 døde fugler som antas å være drept på grunn av at de hadde kollidert med kraftledningene, hvorav 318 (80 %) var rype, primært lirype *Lagopus lagopus*, men også fjellrype *L. mutus*. Minst 25 arter ble identifisert. Når funnene fra de fire patruljerte avsnittene benyttes som beregningsgrunnlag ble det i gjennomsnitt funnet 0,35 ryper per km kraftledning om høsten (september-oktober), 2,83 om vinteren (november-mars) og 0,95 om våren (april-mai). I løpet av ett år ble det til sammen gjennomsnittlig funnet $4,12 \pm 1,16$ (SD) ryper per km kraftledning patruljert (95 % C.L., 1,86-6,38). Det ble ikke funnet kollisjonsdrepte ryper om sommeren (juni – august). For rype ble det ikke påvist signifikante forskjeller i kollisjonsomfang mellom de ulike årene for noen årstid og ingen forskjeller i kollisjonsomfang i tilknytning til de forskjellige ledningsavsnittene.

Antall kollisjonsdrepte fugler som blir funnet i tilknytning til kraftledningstraséer som patruljeres regelmessig er minimumstall. Det virkelige antall fugler som skades og drepes kan være betydelig høyere på grunn av metodiske forhold. De viktigste feilkildene det må korrigeres for er 1) knyttet til selve patruljeringen og gjennomføringen av denne. Denne feilkilden er knyttet til antall personer som deltar under letearbeidet, deres

erfaring, måten letearbeidet utføres på osv. 2) Det vil oppstå spesielle feilkilder på grunn av lokale forhold, såkalte stedsavhengige feilkilder. Dette kan være aspekter knyttet til f eks topografi, klima og teknisk utforming av ledningene, såvel som lokale faunistiske og vegetasjonsmessige forhold. 3) Ytterligere feilkilder er knyttet til selve objektene, dvs kollisjonsofrene. Ulike fugler vil ha ulik oppdagbarhet avhengig av bl a kroppsstørrelse og farge på fjærdrakten. Det vil også være aspekter knyttet til fuglenes kroppsvæker, flukthastigheter og flukthøyder, fordi dette kan påvirke hvorvidt en kollisjon mot en ledning vil være fatal eller ikke. Tallene for kollisjonsdrepte fugler som fremkom gjennom feltarbeidet ble derfor korrigert ved å benytte følgende sett med korreksjonsfaktorer:

Vi lot **N** betegne det totale og virkelige antall kollisjonsofre langs en kraftledningstrasé. Den andel av disse som ble oversett på grunn av "crippling bias" ble betegnet som **1-pbk** (pbk = prosentvis andel fugler som kolliderer og som blir drept umiddelbart og faller ned i kraftledningens ryddebelte). Den inverse verdien av dette (1-pbk) betegner altså andel fugler som blir skadet, men som ikke dør umiddelbart og følgelig kan havne langt utenfor det området som kan gjennomføres ved patruljeringen. Den andel kollisjonsoffer av de gjenværende **pbk • N** ofrene som forblir uoppdaget på grunn av habitatets beskaffenhet ("habitat bias") ble betegnet som **1-ps** (ps = andelen av ledningstraséen det er mulig å undersøke, og som ikke er utilgjengelig på grunn av f eks tett krattvegetasjon). Den inverse verdien, 1-ps, representerer m.a.o. den andelen av kraftledningstraséen som ikke kan gjennomføres effektivt. Den andel av de gjenværende **ps • pbk • N** ofrene som ikke oppdages på grunn av "scavenger bias" ble betegnet med **1-pnr** (pnr = prosentvis andel av kollisjonsofrene som ikke har blitt fjernet av åtseletere før ledningstraséen ble gjennomført). Den inverse verdien, dvs 1-pnr, representerer m.a.o. den andel av kollisjonsofrene som er blitt tatt av åtseletere, og som ikke lenger blir identifisert som et kollisjonsoffer. Den andel av de gjenværende **pnr • ps • pbk • N** ofrene som forblir uoppdaget på grunn av "search bias", ble betegnet med **1-pbf** (pbf = prosentvis andel av døde fugler funnet av feltmedarbeiderne på bakgrunn av gjenfunnstester med kunstig utlagte fugler). Den inverse verdien av dette, 1-pbf, representerer m.a.o. den andel fugler som feltmedarbeiderne overser under feltarbeidet på grunn av deres individuelle evner til å oppdage kollisjonsofre i terrenget.

Det totale antall døde fugler som blir funnet, **tdb** er følgelig gitt ved ligningen **tdb = pbf • pnr • ps • pbk • N**. Det totale, reelle tapet, **N**, er gitt ved **tdb/(pbf • pnr • ps • pbk)**.

Utlagte ryper ga et bilde av omsetningshastigheten av kollisjonsdrepte fugler. Det var stor variasjon i forhold til hvor lenge de utlagte rypene lå urørt innenfor samme årstid, noe som gjorde at det ikke var signifikante

forskjeller i liggetid mellom sesonger. Ryper utlagt om høsten lå imidlertid gjennomsnittlig 6,1 dager ($n = 6$, $SD = \pm 5,6$), om vinteren 8,3 dager ($n = 27$, $SD = \pm 7,2$), og om våren 4,3 dager ($n = 18$, $SD = \pm 3,5$).

Totale antall drepte ryper i tilknytning til hele området ble estimert ved at verdiene for kollisjonsfrekvens (dvs en feilkorrigert funnfrekvens) ble multiplisert med antall km kraftledninger innen hele området (30 km). Det årlige tapet innen området ble estimert til 579 ryper (95 % C.L., 264-894), dvs et snitt på 19,3 ryper per km kraftledning (95 % C.L., 8,8-29,8).

Effekten av å fjerne jordlinen på et avsnitt av 20 kV-ledningen ble testet ved å sammenligne antall kollisjonsoffer funnet langs ledningen før fjerning av jordlinen (1989-91) med antall funnet etter at den ble fjernet (1992-94). De andre ledningene ble brukt som kontroll. Det viste seg at kollisjonshyppigheten langs dette ledningsavsnittet omtrent ble halvert etter at jordlinen ble fjernet.

For perioden 1989 til 1994 ble det i alt skutt 422 ryper i tilknytning til småviltjakta innenfor området. Det betyr at kraftledningene sto for en vesentlig høyere dødelighet enn jakta. Gjennomsnittlig antall vârtterritorier hos liryper økte fra 3,7 par per km² i 1989 til 8,7 par i 1995, men det ble ikke funnet noen sammenheng mellom dødelighet hos ryper som følge av kollisjoner med kraftledninger i perioden november-mai og tettheten av rypestegger om våren. Det ble heller ikke funnet noen sammenheng mellom antall ryper som kolliderte om vinteren og tettheten av stegger den påfølgende vår. Det var ingen sammenheng mellom tetthet av territoriale stegger om våren og jaktuttaket samme høst, eller mellom jaktuttaket om høsten og tettheten av territoriale stegger den påfølgende vår.

Målinger viste at 10,3 % av ledningstraséene - på begge sider av ryddebeltet - hadde bjørkeskog som var 5 meter eller høyere, mens bare vel 2,5 % av de kollisjonsdrepte rypene ble funnet på steder med så høy bjørkeskog, hvilket indikerte en viss overhyppighet av kollisjoner i åpent terreng. Det syntes å være overrepresentasjon av kollisjoner i terreng som kunne karakteriseres som svakt hellende ($>10^{\circ}$, $<25^{\circ}$), og når kollisjonsstedene for rype ble plottet på kart over traséenes lengdeprofil, syntes det som flest kollisjoner hadde funnet sted i tilknytning til mindre og større høydedrag eller forsenkninger i terrenget. Det er grunn til å understreke at topografiske data fra én eller noen få traséer ikke er tilstrekkelig for å trekke generelle slutninger om kollisjonsårsaker knyttet til terrengforhold. For å komme videre i dette arbeidet er det nødvendig å ta i bruk multidimensjonale modeller og avansert GIS-teknologi.

På bakgrunn av eksisterende kunnskap om hønsefugl og kollisjoner med kraftledninger har det så langt vært lite som har vært aktuelt å iverksettes av tiltak for å hindre eller redusere omfang av kollisjonsulykker uten

betydelige kostnader. Merking av ledninger synes irrelevant på grunn av hønsefuglenes tilsynelatende uskarpe syn og deres atferdsmønster som innbefatter aktivitet under dårlige lysforhold. Foreliggende undersøkelse har imidlertid gitt klare indikasjoner på at underliggende jordliner på 20 kV-ledninger kan forårsake en betydelig kollisjonsfare. Dette innebærer at nødvendigheten av gjennomgående jordline på 20 kV-ledninger bør vurderes nøye, og om eventuelt nedgraving av jordlinen over enkelte strekk kan være et alternativ.

Det synes å være relativt bred enighet om at kabling av nye anlegg på de lavere spenningsnivåene vil være et reelt alternativ. Hvorvidt generell kabling ved lavere spenningsnivå (f.eks. t.o.m. 22 kV) blir et ønske eller krav fra miljø- og energiforvaltningsmyndighetene, gjenstår å se. For å redusere fuglekollisjoner ville dette utvilsomt være et effektivt tiltak. Kabling på lavere spenningsnivå bør uansett bli mer benyttet på steder en vet er utsatt for kollisjoner- og elektrokusjon. Dette gjelder særlig ledningstraséer som planlegges nært inn til ornitologiske nøkkelområder, f.eks. våtmarker, spillplasser og hekkeplasser for rovfugl og ugler. Ved kryssing av typiske trekkleder, som f.eks. elver, bør også kabling benyttes.

Mer komplisert blir avgjørelser i forhold til kabling ved høyere spenningsnivå. De samfunnsøkonomiske konsekvensene vil i de fleste tilfeller bli så store at det vil være problematisk å sette verdien av sparte fugleliv opp mot dem. Det er derfor realistisk å anta at kabling bare vil komme på tale rent unntaksvis. Enkelte steder langs kysten, og i innlandet, er det imidlertid våtmarksområder med så store konsentrasjoner av fugl at etablering av luftspenn vil kunne ha katastrofale følger. Krav om kabling av kortere strekninger på slike steder vil trolig bli et tema i miljødebatten fra tid til annen. Krav om kabling vil, i tillegg til områder med fare for at store mengder fugl skal drepes, også reises med berettigelse når sårbare og truede arter påviselig er utsatt for utstrakt dødelighet i tilknytning til kraftledninger. Det vil i slike tilfeller naturlig nok stilles krav til dokumentasjon av dødelighetsomfang og betydning av en spesiell dødelighetsfaktor, noe som ofte kan være svært vanskelig.

Kabling ved kryssing av verneområder, og særlig der vern er begrunnet ut fra rikt fugleliv, vil trolig være den situasjon hvor krav om kabling vil ha størst berettigelse, selv i forhold til høgspenningsledninger. Hvis kabling i slike tilfeller ikke aksepteres vil selve grunnidéen for vern falle bort. De mest sårbare og viktigste områder i Norge, sett fra et miljøsynspunkt, begynner å bli relativt godt kartlagt, gjennom fylkesvise verneplaner, landsplaner for vern av skog, våtmarker, viltbiotopkartlegging m.m., og det bør derfor være rimelige muligheter til å planlegge fremtidige ledningstraséer slik at antall konflikter kan reduseres betydelig.

Tilstrekkelig vektlegging av økologisk og biologisk relaterte aspekter ved kraftledningsbygging synes så langt ikke å ha funnet sted i Norge. Tradisjonelt har forhold knyttet til estetikk, økonomi, kulturminner, jord- og skogbruksinteresser m.m. vært fokusert. Det synes her å være behov for at berørte forvaltningsorganer (NVE, DN) tar initiativ til at tilfredsstillende rutiner blir etablert. Det apparat som etter hvert er utbygd innen miljøsektoren, med miljøkonsulenter både på kommunalt og fylkeskommunalt nivå, burde danne et godt utgangspunkt for en praktisk og forsvarlig håndtering av traséplanlegging, sett såvel fra et teknisk/økonomisk som miljømessig ståsted.

I forhold til nykonstruksjoner er det viktig at økologer og ingeniører samarbeider tett i en tidlig fase av planleggingen. Det er avgjørende at slikt samarbeid kommer i stand før saken er kommet så langt at det i realiteten dreier seg om et valg mellom to eller tre traséer. Et viktig element i slike forundersøkelser er kartlegging av sentrale trekkveier (med bl.a. registrering av flyvehøyde og døgn- og årstidsvariasjoner i flyveintensitet) for fugl og kartlegging av nøkkelbiotoper for ulike arter i tilknytning til potensielle traséer.

En dokumenterings- og utredningsperiode må følges opp med forskningsprosjekter hvor problemløsning og avhjelpende tiltak er primære målsettinger. Dokumenterings- og utredningsprosessene må imidlertid gå parallelt, for uten kvantitativ og kvalitativ kunnskap er det heller ikke mulig å tilrettelegge adekvate, anvendte prosjekter med problemløsning som siktemål. Det er også viktig i denne sammenheng å understreke at det ikke finnes universelle løsninger på kraftledning-/fugl-problematikken, men at løsningsdesign i første rekke må begrunnes ut fra hvilke arter tiltakene ønskes rettet mot.

Det er viktig i dagens situasjon å være bevisst den økende betydning mennesket har - som habitat-manipulator, forurensere, jeger osv - dvs mennesket som «predator» i videste forstand. Langtidsforsøk med predasjonskontroll for ulike arter, måling av effekter av jaktmortalitet, måling av effekter av kraftledninger, gjerder osv., er en forutsetning for å høste kunnskap om hvordan forvaltning og bærekraftig høsting av småviltressurser bør utøves.

Isolerte vurderinger av betydningen av bestemte naturinngrep er i dag en av de største trusler mot det biologiske mangfold, og en bærekraftig ressursforvaltning. En isolert vurdering av hvorvidt dødeligheten som påføres bestemte fuglearter på grunn av en kraftledning vil nesten alltid måtte komme ut med at den ikke har betydning for bestandens levedyktighet. Norge har ennå ikke opplevd samme dramatiske fragmentering av naturarealer som mange andre europeiske land, en situasjon som imidlertid endrer seg raskt. Veier, jernbane, rørledninger, vannkraftmagasin og kraftledninger er eksempler på menneskeskapt barrierer og dødelighetsfaktorer som har innebygget en

rekke uoversiktlige, økologiske langtidseffekter. Selv om kvantitative og kvalitative konsekvenser av direkte dødelighet, som følge av f.eks. fuglekollisjoner mot kraftledninger eller at dyr blir påkjørt av bil og tog, ikke lett kan påvises, er det teoretisk sett liten tvil om at områder gjennomvevd av antropogene barrierer får redusert bæreevne og lavere produksjon i forhold til enkeltarter. Bakgrunnen for det er en destabilisering av økosystemene gjennom direkte (og additiv dødelighet), endret fødetilgang, inter- og intraspesifikk konkurranse, predasjonstrykk osv.

De fragmenteringsprosessene som stadig pågår fremstår stadig tydeligere som en trussel i forhold til det biologiske mangfoldet, såvel lokalt som globalt. Situasjonen er komplisert, og prosessene i seg selv er meget vanskelig å kontrollere, bl.a. på grunn av de mange samfunnsorganer som er inne i bildet ved naturinngrep, og de mange lover og reguleringsbestemmelser som foreligger, og som kan komme til anvendelse ved ulike former for miljøendringer. Med en rekke uoversiktlige og kompliserte beslutnings- og reguleringsystemer, vil det hele tiden tas «isolerte» beslutninger i forhold til inngrep. Over tid vil en slik «fragmentert» prosess også bidra til å ødelegge strukturen i de fleste økosystemer. Den utarming som kan observeres, fra gennivå til landskapsnivå, er «resultanten» av en kumulativ miljøpåvirkning, og av tallrike, isolerte beslutninger innen miljøforvaltning og politiske fora.

7 Litteratur

- Able, K.P. 1966. Television tower mortality near Louisville. - Kentucky Warbler 42: 27-28.
- Able, K.P. 1970. A radar study of the altitude of nocturnal passerine migration. - Bird Banding 41: 282-290.
- Aldrich, J.W., Graber, R.R., Munro, D.A., Wallace, G.J., West, G. C. & Gahalane, V.H. 1966. Mortality at ceilometers. - Auk 83: 465-467.
- Alerstam, T. 1977. Why do migrating birds fly along coastlines? - J. Theor. Biol. 65: 699-712.
- Alerstam, T. 1985. Radar. - S. 492-494 i Campell, B. & Lack, E. (red.). A dictionary of birds. T. & A.D. Poyser.
- Alerstam, T. & Karlsson, J. 1977. Fåglarnas flyghøjder och fågelkollisioner med byggnadsverk. En utredning för bedömning av risikoen för fågelkollisioner med vindkraftverk. - Department of Zoology, Univ. of Lund. Rapport: 1-29.
- Alerstam, T. & Ulfstrand, S. 1974. A radar study of the autumn migration of wood pigeons *Columba palumbus* in southern Sweden. - Ibis 116: 522-542.
- Alerstam, T. & Ulfstrand, S. 1975. Diurnal migration of passerine birds over south Sweden in relation to wind direction and topography. - Ornis Scand. 6: 135-149.
- Allen, G.T. & Ramirez, P. 1990. A review of bird deaths on barbed-wire fences. - Wilson Bull. 102: 553-558.
- Anderson, R.L. & Estep, J.A. 1988. Wind energy development in California: impacts, mitigation, monitoring, and planning. - California Energy Commission, Sacramento. 12 s.
- Angelstam, P., Lindstrøm, E. & Widén, P. 1985. Synchronous short-term population fluctuations of some birds and mammals in Fennoscandia - occurrence and distribution. - Holarct. Ecol. 8: 285-298.
- Anon. 1973. Biotopvernvalg i foreningene. - Jakt - fiske - friluftsliv 102: 22-23, 62.
- Avery, M.L. (red.) 1978. Impacts of transmission lines on birds flight. - Proc. Oak Ridge Ass. Univ. Tennessee: 1-151.
- Avery, M.L., Springer, P.F. & Cassel, J.F. 1976. The effects of a tall tower on nocturnal bird migration - a portable ceilometer study. - Auk 93: 281-291.
- Avery, M.L., Springer, P.F. & Cassel, J.F. 1977. Weather influences on nocturnal bird mortality at a North Dakota tower. - Wilson Bull. 89: 291-299.
- Avery, M. L., Springer, P. F. & Dailey, N. S. 1980. Avian mortality at man-made structures: An annotated bibliography (revised). - U. S. Fish and Wildl. Serv., Biol. Serv. Prog., Nat. Power Plant Team, FWS/OBS-80/54. 154 s.
- Banko, W.E. 1960. The trumpeter swan. Its history, habits, and population in the United States. - U.S. Fish and Wildlife Service, North American Fauna 63. 214 s.
- Bauer, E.W. 1960. Vogelotod an Glaswänden. - Aus der Heimat 68: 58-60.
- Beaulaurier, D.L. 1981. Mitigation of bird collisions with transmission lines. - Bonneville Power Administration, U.S. Dept. of Energy, Oregon. Rapport: 1-83.
- Beaulaurier, D.L., James, B.W., Jackson, P.A., Meyer, J.R. & Lee, J.M.jr. 1984. Mitigating the incidence of bird collisions with transmission lines. - S. 539-550 i Crabtree, A.F. (red.). Proc. 3rd Int. Symp. Environ. Concerns in Rights-of-Way Management, Mississippi State University.
- Bergman, G. 1978. Effects of wind conditions on the autumn migration of waterfowl between the White Sea area and the Baltic region. - Oikos 30: 393-397.
- Bevanger, K. 1988a. Skogsfugl og kollisjoner med kraftledninger i midt-norsk skogsterreng. - Økoforsk Rapport 9: 1-53.
- Bevanger, K. 1988b. Ornitologisk rapport fra befarings langs eksisterende kraftledning mellom Essandsjøen og svenskegrensen. - Upubl. rapport til Statkraft.
- Bevanger, K. 1990a. Rypekollisjoner mot kraftledninger i Hemsedal. - NINA Oppdragsmelding 49: 1-15.
- Bevanger, K. 1990b. Topographic aspects of transmission wire collision hazards to game birds in the Central Norwegian coniferous forest. - Fauna norv. Ser. C, Cinclus 13: 11-18.
- Bevanger, K. 1991a. Rypekollisjoner mot tråd- og nettinggjerd. - NINA Oppdragsmelding 65: 1-11.
- Bevanger, K. 1991b. Willow grouse and power line collisions in Hemsedal, Southern Norway. - S. 420-423 i Csányi, S. & Ernhaft, J. (red.). Transactions XXth IUGB Congress, part 2.
- Bevanger, K. 1993a. Avian interactions with utility structures - a biological approach. - University of Trondheim. Dr. scient. thesis.
- Bevanger, K. 1993b. Fuglekollisjoner mot en 220 kV kraftledning i Polmak, Finnmark. - NINA Forskningsrapport 40: 1-26.
- Bevanger, K. 1993c. Hunting mortality versus wire-strike mortality of willow grouse *Lagopus lagopus* in an upland area of Southern Norway. - S. 11.1-11.10 i Avian interactions with utility structures. Proceedings International workshop, September 13-16, Miami, Florida. EPRI TR-103268, Project 3041. Palo Alto, California.
- Bevanger, K. 1994a. Bird interactions with utility structures; collision and electrocution, causes and mitigating measures. - Ibis 136: 412-425.
- Bevanger, K. 1994b. Konsekvenser av en 66 kV kraftledning for fuglelivet ved Borrevann, Vestfold. - NINA Forskningsrapport 52: 1-37.
- Bevanger, K. 1995a. Kraftledninger og fugl. Oversikt og tilrådninger. - Delprosjekt innen NVEs utrednings-

- prosjekt: Miljøkriterier for valg av kabel. Stens. rapport.
- Bevanger, K. 1995b. Hakkespetter som konfliktfaktor i elektrisitetsforsyningen. - NINA Oppdragsmelding 333: 1-30.
- Bevanger, K. 1995c. Estimates and population consequences of tetraonid mortality caused by collisions with high tension power lines in Norway. - J. Appl. Ecol. 32: 745-753.
- Bevanger, K. 1995d. Tetraonid mortality caused by collisions with power lines in boreal forest habitats in central Norway. - Fauna norv. Ser. C, Cinclus 18: 41-51.
- Bevanger, K. 1995e. Reingjerder som dødelighetsfaktor for fugl i Finnmark. - NINA Fagrapport 4: 1-32.
- Bevanger, K. 1997. Woodpeckers, a nuisance to energy companies. - Fauna norv. Ser. C, Cinclus: 81-92.
- Bevanger, K. (in press a). Estimating bird mortality caused by collision with power lines and electrocution; a review of methodology. - Book chapter.
- Bevanger, K. (in press b). Biological and conservation aspects of bird mortality caused by electricity power lines; a review. - Biol. Conserv.
- Bevanger, K, Bakke, Ø. & Engen, S. 1994. Corpse removal experiments with willow ptarmigan (*Lagopus lagopus*) in power-line corridors. - Ökol. Vögel. (Ecol. Birds) 16: 597-607.
- Bevanger, K. & Henriksen, G. 1996. Faunistiske effekter av gjerder og andre menneskeskapte barrierer. - NINA Oppdragsmelding 393: 1-26.
- Bevanger, K. & Overskaug, K. 1995. Utility structures as a mortality factor for raptor and owls in Norway (Abstract). - S. 53 i Programme, Abstracts Excursions, Directory of participants. International Conference on Holarctic Birds of Prey, Badajoz (Extremadura – Spain), 17-22 April 1995.
- Bevanger, K. & Overskaug, K. (in press). Utility structures as a mortality factor for raptor and owls in Norway. - Proceedings of a International Conference on Holarctic Birds of Prey; Badajoz, (Extremadura – Spain), 17-22 April 1995.
- Bevanger, K. & Sandaker, O. 1993. Kraftledning som mortalitetsfaktor for rype i Hemsedal. - NINA Oppdragsmelding 135: 1-25.
- Bevanger, K. & Thingstad, P.G. 1988. Forholdet fugl-konstruksjoner for overføring av elektrisk energi. En oversikt over kunnskapsnivået. - Økoforsk Utredning 1: 1-133.
- Bierly, M.L. 1973. 1971 fall television tower casualties in Nashville. - Migrant 44: 5-6.
- BioSystems Analysis, Inc. 1990. Wind turbine effects on the activities, habitat, and death rate of birds. - Prepared for Alameda, Contra Costa, and Solano Counties, California. 2 s.
- Blokpoel, H. & Hatch, D.R.M. 1976. Snow geese, disturbed by aircraft, crash into power lines. - Can. Field Notes 90: 195.
- Bonneville Power Administration. 1987. Cape Blanco wind farm feasibility study: final report. - U.S. Department of Energy. Portland, Oregon. DOE/BP-11191-14. 187 s.
- Bourne, W.R.P. 1979. Birds and gas flares. - Mar. Pollut. Bull. 10: 124-125.
- Brewer, R. & Ellis, J.A. 1958. An analysis of migrating birds killed at a television tower in east-central Illinois, September 1955-May 1957. - Auk 75: 400-414.
- Browne, M.M. & Post, M. 1972. Black rails hit a television tower at Raleigh, North Carolina. - Wilson Bull. 84: 491-492.
- Burger, J. & Gochfeld, M. 1992. Vulnerability and mortality of young Australian magpies on roads. - Wilson Bull. 104: 365-367.
- Caldwell, L.D. & Cuthbert, N.L. 1963. Bird mortality at television towers near Cadillac, Michigan. - Jack-Pine Warbler 41: 80-89.
- Caldwell, L.D. & Wallace, G.J. 1966. Collections of migrating birds at Michigan television towers. - Jack-Pine Warbler 44: 117-123.
- Christensen, H. & Eldøy, S. 1988. Truede virveldyrarter i Norge. - Direktoratet for naturforvaltning. DN Rapport 2: 1-99.
- Cochran, W.W. & Graber, R.R. 1958. Attraction of nocturnal migrants by lights on a television tower. - Wilson Bull. 70: 378-380.
- Coues, E. 1876. The destruction of birds by telegraph wire. - Am. Nat. 10: 734.
- Crivelli, A.J., Jerrentrup, H. & Mitchev, T. 1988. Electric Power Lines: a Cause of Mortality in *Pelecanus crispus* Bruch, a World Endangered Bird Species, in Porto-Lago, Greece. - Colonial waterbirds 11: 301-305.
- Davis, W.B. 1940. Gas flares and birds. - Condor 42: 127.
- del Hoyo, J., Elliott, A. & Sargatal, J. (red.). 1992. Handbook of the birds of the world. Vol. 1. Ostrich to Ducks. - Lynx Edicions, Barcelona.
- Dickson, R.C. & Dickson A.P. 1993. Kestrels feeding on road casualties. - Scottish Birds 17: 56.
- Dobben, W.H. van. 1955. Nature and strength of the attraction exerted by leading lines. - Acta XI Congr. Internat. Ornith. Basel: 165-16x.
- Dobben, W.H. van & Makkink, G.F. 1933. Der einfluss der Leitlinien av die Richtung der Herbstzuges am Niederländischen Wattenmeer. - Ardea 22: 30-48.
- Dunbar, R.J. 1949. Birds colliding with windows. - Migrant 20: 12-15.
- Durman, R. 1976. Bardsey. - S. 29-46 i Durman, R. (red.). Bird Observatories in Britain and Ireland. T. & A.D. Poyser.
- Eastwood, E. 1967. Radar Ornithology. - Methuen.
- Eklund, M.W. & Dowell, V.R. jr. (red.). 1987. Avian botulism. An international perspective. - Charles C. Thomas, Illinois. 405 s.
- Elkins, N. 1988. Weather and Bird Behaviour. - T. & A.D. Poyser, Calton.

- Emerson, W.O. 1904. Destruction of birds by wires. - *Condor* 6: 37.
- Estep, J.A. 1989. Avian mortality at large wind energy facilities in California: identification of a problem. - California Energy Commission, Sacramento. P700-89-001. 30 s.
- Evans, P.R. 1990. Strategies of migration in waders. - I Gwinner, E. (red.). *Bird migration: The physiology and ecophysiology*. Springer-Verlag, Berlin.
- Feehan, J. 1963. Destruction of birdlife in Minnesota - Sept. 1963. Birds killed at the Ostrander television tower. - *Flicker* 35: 111-112.
- Forprosjektet kraftledninger og fugl. 1988. Prosjektet kraftledninger av fugl. - DN Rapport 7: 1-19.
- Frostating lagmannsrett. 1989. - *Overskjønnssak* 46/1988.
- Futuyma, D.J. 1986. *Evolutionary biology*. - Sinauer Ass. Publ.
- Faanes, C.A. 1987. Bird behavior and mortality in relation to power lines in prairie habitats. - U.S. Fish Wildl. Serv. Tech. Rep. 7: 1-24.
- Geyr von Schweppenburg, H. 1929. "Zugstrassen" - Leitlinien. - *J. Orn. Festschr. Hartert*: 17-32.
- Geyr von Schweppenburg, H. 1933. Zur Theorie der Leitlinie. - *Ardea* 22: 83-92.
- Geyr von Schweppenburg, H. 1963. Zur Terminologie und Theorie der Leitlinie. - *J. Ornith.* 104: 191-204.
- Goodpasture, K.A. 1974a. Fall 1972 television tower casualties in Nashville. - *Migrant* 45: 29-31.
- Goodpasture, K.A. 1974b. Fall 1973 television tower casualties in Nashville. - *Migrant* 45: 57-59.
- Goodpasture, K.A. 1975. Nashville tower casualties, 1974. - *Migrant* 46: 49-51.
- Goodpasture, K.A. 1976. Nashville television tower casualties, 1975. - *Migrant* 47: 8-10.
- Goodpasture, K.A. 1978. Television tower casualties, 1976. - *Migrant* 49: 53-54.
- Grotli, S. 1922. Fugledrap ved luftledninger. - *Norsk orn. tidsskr.* 1: 125-126.
- Göransson, G., Karlsson, J. & Lindgren, A. 1979. Vägars inverkan på omgivande natur. II. Fauna. - SNV PM 1069, Statens naturvårdsverk, Stockholm. 124 s.
- Harpum, J. 1983. Collisions of non-passerines with windows. - *Gloucestershire Bird Rep.* 19.
- Haussler, R.B. 1988. Avian mortality at wind turbine facilities in California. - California Energy Commission, Sacramento. 7 s.
- Havlin, J. 1987. Motorways and bird. - *Folia Zoologica* 36: 137-153.
- Hebert, E. & Reese, E. 1995. Avian collision and electrocution: an annotated bibliography. - California Energy Commission, P700-95-001.
- Heijnis, R. 1980. Vogeltod durch Drahtanflüge bei Hochspannungsleitungen. - *Ökol. Vögel* 2, Sonderheft 1980: 111-129.
- Heitkøtter, O. 1972. Utvalg for biotopvern i foreningene. - *Jakt - fiske - friluftsliv* 101: 170-171.
- Hillestad, K.O., Sæveraas, J.M. & Lid, G. 1981. Stolper og spetter. - NVE, Natur- og landskapsavdelingen. VN Rapp. 6: 1-16.
- Hiltunen, E. 1953. Sähkö- ja puhelinlankoihin lentäneistä linnuista. - *Suomen Riista* 8: 70-76.
- Hobbs, J.C.A. 1987. Powerlines and gamebirds: North American experiences for southern Africa. - *S. Afr. Wildl. Res., Suppl.* 1: 24-31.
- Hoerschelmann, H., Haack, A. & Wohlgemuth, F. 1988. Verluste und Verhalten von Vögeln an einer 380 kV Freileitung. - *Ökol. Vögel* 10: 85-103.
- Howell, J.A. & DiDonato, J.E. 1991. Assessment of avian use and mortality related to wind turbine operations: Altamont Pass, Alameda and Contra Costa Counties. - Submitted to U.S. Windpower, Inc., Livermore, California. 72 s.
- Howell, J.A., Noone, J. & Wardner, C. 1991. Visual experiment to reduce avian mortality related to wind turbine operations: Altamont Pass, Alameda and Contra Costa Counties. - Submitted to U.S. Windpower, Inc., Livermore, California. 28 s.
- Illner, H. 1992. Road deaths of Westphalian owls: methodological problems, influence of road type and possible effects on population levels. - S. 94-100 i Galbraith, C. A., Taylor, I.R. & Percival, S. (red.). *The ecology and conservation of European owls*. Peterborough, Joint Nature Conservation Committee. UK Nature Conservation, No 5.
- James, B.W. & Haak, B.A. 1979. Factors affecting avian flight behavior and collision mortality at transmission lines. - Report. Bonneville Power Administration, Portland, Oregon. 108 s.
- Janssen, R.B. 1963. Destruction of birdlife in Minnesota - Sept. 1963. Birds killed at the Lewisville television tower. - *Flicker* 35: 110-111.
- Johannessen, E. 1952. Ledningene dreper. - *Jeger og Fisker* 81: 143-144.
- Jonkers, D.A. & Smith, T. 1984. Vogels in het prikkeldrad. - *Vogels* 20: 57.
- Karlsson, J. 1977. Fågelkollisioner med master och andra byggnadsverk. - *Anser* 16: 203-216.
- Karlsson, J. 1983. Faaglar och vindkraft: resultatrapport 1977-1982 (Birds and wind power: result report 1972-1982). - U.S. Government Reports 84(23). Available from National Technical Information Service (NTIS) as DE84751012. 12 s. (In Swedish with English summary).
- Kemper, C.A. 1964. A tower for TV, 30 000 dead birds. - *Audubon Mag.* 66: 89-90.
- Kerlinger, P. & Moore, F.R. 1989. Atmospheric structure and avian migration. - S. 109-142 i Power, D.M. (red.). *Current Ornithology* 6. Plenum, New York.
- Kirtland, K. 1985. Wind implementation monitoring programs: a study of collisions of migrating birds with wind machines. - Tierra Madre Consultants. Riverside County Planning Department, Riverside, California. Unpublished report. 12 s.
- Klem, D. Jr. 1979. Biology of collisions between birds and windows. - Ph D. Diss., Southern Illinois Univ., Carbondale, Illinois.

- Klem, D. Jr. 1989. Bird-window collisions. – *Wilson Bull.* 10: 606-620.
- Klem, D. Jr. 1990a. Bird injuries, cause of death and recuperation from collisions with windows. - *J. Field Ornithol.* 61: 115-119.
- Klem, D. Jr. 1990b. Collisions between birds and windows: mortality and prevention. - *J. Field Ornithol.* 61: 120-128.
- Komarek, E.V. & Wright, E.G. 1929. Bird casualties on the highway. - *Wilson Bull.* 41: 106.
- Laskey, A.R. 1957. Television tower casualties, Nashville. - *Migrant* 28: 54-57.
- Laskey, A.R. 1962. Migration data from television tower casualties at Nashville. - *Migrant* 33: 7-8.
- Laskey, A.R. 1964. Data from the Nashville TV tower casualties, autumn 1964. - *Migrant* 35: 95-96.
- Lawrence, K.A. & Strojjan, C.L. 1980. Environmental effects of small wind energy conversion systems (SWECS). Prepared by the Solar Energy Research Institute (now called National Renewable Energy Laboratory), Golden, Colorado. Prepared for the U.S. Department of Energy. 16 s.
- Lid, G. 1977. Fugler brennes ihjel av gassflammer i Nordsjøen. - *Fauna* 30: 185-190.
- Lindén, H. 1988. Latitudinal gradients in predator-prey interactions, cyclicity and synchronism in voles and small game populations in Finland. - *Oikos* 52: 341-349.
- Lindgren, R. 1984. Fågelskydd. Miljøfrågor 8, kraftledninggar. - *Vattenfall Rapport*. Vällingby: 1-7.
- Malcolm, J.M. 1982. Bird collision with a power transmission line and their relation to botulism at a Montana wetland. - *Wildl. Soc. Bull.* 10: 297-304.
- Malmberg, T. 1955. Topographical concentration of flight-lines. - *Acta XI Congr. Internat. Ornith.* Basel: 161-164.
- Marjakangas, A. 1992. Winter activity patterns of the black grouse *Tetrao tetrix*. - *Ornis Fennica* 69: 184-192.
- Martin, G. 1990. Birds by night. - T. & A.D. Poyser, London.
- McNeil, R., Rodriguez, S.J.R. & Ouellet, H. 1985. Bird mortality at a power transmission line i Northeastern Venezuela. - *Biol. Conserv.* 31: 153-165.
- Mehlum, F. 1977. Innsamling av fyrfalne trekkfugler fra Færder fyr og noen betraktninger om årsakene til fuglekollisjoner mot lysende installasjoner. - *Fauna* 30: 191-194.
- Merrie, T.D. H. 1979. Birds and North Sea oil production platforms. – *Scott. Birds* 10: 271-275.
- Mestel, R. 1993. Reckless young condors moved away from temptation. - *New Scientist* 1901: 4.
- Meyer, J.R. 1978. Effects of transmission lines on bird flight behavior and collision mortality. - Report. Bonneville Power Administration, Portland, Oregon.
- Michener, H. 1928. Where engineer and ornithologist meet: transmission line troubles caused by birds. - *Condor* 30: 169-175.
- Miller, W.A. 1978. Transmission line engineering and its relationship to migratory birds. - S. 129-141 i Avery, M.L. (red.). Impacts of transmission lines on birds flight. Proc. Oak Ridge Ass. Univ. Tennessee.
- Miquet, A. 1990. Mortality in Black grouse *Tetrao tetrix* due to Elevated cables. - *Biol. Conserv.* 54: 349-355.
- Moretti, P.M. & Divone, L.V. 1986. Modern Windmills. *Scientific American* (June): 110-118.
- Mueller, H.C. & Berger, D.D. 1967. Wind drift, leading lines, and diurnal migrations. - *Wilson Bull.* 79: 50-63.
- Munkejord, Aa. 1996. Kraftledninggar og fugledød på Jæren. - *Fylkesmannen i Rogaland, Miljøvernavdelingen. Miljørapport* 2: 1-19.
- Munroe, J.A. 1924. A preliminary report on the destruction of birds at lighthouses on the coast of British Columbia. – *Can. Field Nat.* 38: 141-145, 171-175.
- Myrberget, S. 1976. En census metode for hekkende rypepar. - *Fauna* 29: 78-85.
- Myrberget, S. 1982. Fluctuations in Norwegian populations of willow grouse, *Lagopus lagopus*, 1932-1971. - *Meddelelser fra norsk villforskning*, 3,11: 1-31.
- Myrberget, S. 1985. Is hunting mortality compensated for in grouse populations, with special reference to Willow Grouse? - S. 329-336 i XVIIth IUBG Congress, Brussels.
- Møller, N.W. & Poulsen, E. 1984. Vindmøller of fugle (windmills and birds). - *Vildtbiol. Station, Denmark*. From U.S. Govt. Rep. 85(20): 83. (Available from National Technical Information Service as DE85.) 73 s. (In Danish; English summary.).
- Newman, R.J. 1960. Spring migration central southern region - *Audubon Field Notes* 14: 392-397.
- Norberg, U.M. 1990. Vertebrate flight. - Springer-Verlag. 291 s.
- Nordmøre herredsrett 1988. Rettsbok for Nordmøre herredsrett 22/08/88.
- Olendorff, R.R. & Lehman, R.N. 1986. Raptor collision with utility lines: an analysis using subjective field observations. - *Pacific Gas and Electric Company, California*: 1-73.
- Orloff, S. 1992. Tehachapi wind resource area avian collision baseline study. - *BioSystems Analysis, Inc., Tiburon, California*. 40 s.
- Orloff, S. & Cheslak, E. 1987. Avian monitoring study at the proposed Howden windfarm site, Solano County, Phase I: draft report. - *BioSystems Analysis, Inc., Sausalito, California*. J-249. 34 s.
- Orloff, S. & Flannery, A. 1992. Wind turbine effects on avian activity, habitat use, and mortality in Altamont Pass and Solano County wind resource areas. - Prepared by BioSystems Analysis, Inc.

- Tiburon, California. Prepared for the California Energy Commission, Sacramento. Grant 990-89-003. 150 s. pluss appendix.
- Pacific Gas and Electric Company. 1984. Solano County MOD-2 wind turbine field experience: interim report. - Prepared by PG&E's Department of Engineering Research, San Ramon, California. Prepared for the Electric Power Research Institute, Palo Alto, California. EPRI AP-3896. Project 1996-3. 50 s. pluss appendix.
- Pacific Gas and Electric Company. 1985. MOD-2 wind turbine field experience in Solano County, California: final report. - Prepared by PG&E's Department of Engineering Research, San Ramon, California. Prepared for Electric Power Research Institute, Palo Alto, California. EPRI AP-4239. Project 1996-3. 100 s. pluss appendix.
- Parmalee, P.W. & Parmalee, B.G. 1959. Mortality of birds at a television tower in central Illinois. - Bulletin of the Illinois Audubon Society 111: 1-4.
- Parmalee, P.W. & Thompson, M.D. 1963. A second kill of birds at a television tower in central Illinois. - Bulletin of the Illinois Audubon Society 128: 13-15.
- Pedersen, H.C., Steen, J.B. & Andersen, R. 1983. Social organization and territorial behaviour in a willow ptarmigan population. - Ornis. Scand. 14: 263-272.
- Pedersen, M.B. & Poulsen, E. 1989. Fugle og store vindmøller. - Dansk orn. Foren. Tidsskr. 83: 107-108.
- Pedersen, P.H., Pedersen, H.C., Wegge, P. & Reimers, E. 1992. Predasjonskontroll - et hensiktsmessig villstelltiltak? - NJFF Rapport 2: 54-55.
- Pennyquick, C.J. 1972. Soaring behaviour and performance of some East African birds, observed from a motor-glider. - Ibis 114: 178-218.
- Pennyquick, C.J., Alerstam, T. & Larsson, B. 1979. Soaring migration of the common crane *Grus grus* observed by radar and from an aircraft. - Ornis Scand. 10: 241-251.
- Perdeck, A.C. & Speek, G. 1984. A radar study of the influence of expected ground speed, cloudiness, and temperature on diurnal migrating intensity. - Ardea 72: 189-198.
- Phillips, P.D. 1979. NEPA and alternative energy: wind as a case study. - Solar Law Reporter 1(1): 29-54.
- Pierce, M.E. 1969. Tall television tower and bird migration. - South Dakota Bird Notes 21: 4-5.
- Portland General Electric Company. 1986. Cape Blanco wind farm feasibility study. - Technical Report 11: Terrestrial ecology. Bonneville Power Administration, Portland, Oregon. DOE/BP-11191-11. 56 s.
- Putman, R.J. 1983. Carrion and dung: The decomposition of animal wastes. - Edward Arnold, London.
- Rayner, J.M.V. 1988. Form and function in avian flight. - S. 1-66 i Johnston, R.F. (red.). Current Ornithology. Vol. 5. Plenum, New York.
- Rayner, J.M.V. 1991. On the aerodynamics of animal flight in ground effect. - Phil. Trans. R. Soc. Lond. B. 334: 119-128.
- Renssen, T.A., Bruin, A. de, Doorn, J.H. van, Gerritsen, A., Greven, N.G., Kamp, J. van de, Linthorst, H.D.M. & Smit, C.J. 1975. Vogelsterfte in Nederland tengevolge van aanvaringen met hoogspannings-lijnen. - Rijksinstituut voor Natuurbeheer, Arnhem: 1-64.
- Reynolds, J.C., Angelstam, P. & Redpath, S. 1988. Predators, their ecology and impacts on game-bird populations. - S. 72-97 i Hudson, P. & Rands, M.R.W. (red.). Ecology and management of gamebirds. BSP Professional Books.
- Richardson, W.J. 1976. Autumn migration over Puerto Rico and the Western Atlantic: a radar study. - Ibis 118: 309-332.
- Richardson, W.J. 1978. Reorientation of nocturnal landbird migrants over the Atlantic Ocean near Nova Scotia in autumn. - Auk 95: 717-732.
- Richardson, W.J. 1979. Radar techniques for wildlife studies. - Nat. Wildl. Fed. Sci. Tec. Ser. 3: 171-179.
- Rogers, S.E., Cornaby, B.W., Rodman, C.W., Sticksel, P.R. & Tolle, D.A. 1977. Environmental studies related to the operation of wind energy conversion systems: final report. - Prepared by Battelle's Columbus Laboratories. Prepared for the U.S. Department of Energy, Division of Solar Technology, Wind Systems Branch. USDE/W-7405-ENG-92. 108 s. pluss appendix.
- Rose, P. & Baillie, S. 1992. The effects of collisions with overhead wires on British birds: an analysis of ringing recoveries. - BTO Res. Rep. 42: 1-227.
- Rosselli, L. & De La Zerda, S. 1997. Colombian fauna and transmission lines. - Interconexión Eléctrica S. A. (Report summary in English provided by the authors).
- Rudström, P. 1977. Något om fågelkollisioner med TV-masten i Sunne. - Värmlandsornitologen 5: 53-54.
- Ruttledge, R.F. 1950. Report on observations of birds at Irish light-stations, 1949. - Irish Nat. J. 10: 51-55.
- Ruttledge, R.F. 1954. Report on observations of birds at Irish light-stations, 1953. - Irish Nat. J. 11: 199-200.
- Sage, B. 1979a. Flare up over North Sea birds. - New Scient. 81: 464-466.
- Sage, B. 1979b. Bird flare. - Birds 7: 24-25.
- Salten herredsrett. 1996. Rettsbok for Salten herredsrett. Sak nr 77/92 B, 392/92 B, 125/93 B, 262/93 B og 596/93 B. Del II: Erstatningsspørsmål for strekningen Salten transformatorstasjon til Ljøsenhammeren (grensen Skjerstad kommune). Skjønn avhjemlet 30 april 1996.
- Schmidt-Morand, D. 1992. Vision in the animal kingdom. - Veterinary International 4: 3-32.

- Schroeder, C. 1977. Gees hit power transmission line. - N. Dak. Outdoors 40: (inside front cover).
- Scott, R.E., Roberts, L.J. & Cadbury, C.J. 1972. Bird deaths from power lines at Dungeness. - British Birds 65: 273-286.
- Seets, J.W. & Bohlen, H.D. 1977. Comparative mortality of birds at television towers in central Illinois. - Wilson Bull. 89: 422-433.
- Sillman, A.J. 1973. Avian vision. - S. 349-387 i Farner, D.S. & King, J.R. (red.). Avian biology. Vol. III. Academic Press, New York & London.
- Stanghelle, E. 1985. Jo, høyspentlinjene tar mye fugl! - Villmarksliv 13: 73.
- Statistisk sentralbyrå. 1992. Jaktstatistikk 1992. - Statistisk sentralbyrå, Oslo-Kongsvinger.
- Stewart, P.A. 1973. Electrocution of birds by an electric fence. - Wilson Bull. 85: 476-477.
- Størkersen, Ø.R. 1992. Truete arter i Norge. - Direktoratet for naturforvaltning. DN Rapport 6: 1-66.
- Swensen, G. 1975. Unødige naturforringelser. - Jakt - fiske - friluftsliv 104: 23, 43.
- Swenson, J. & Angelstam, P. 1993. Habitat separation by sympatric forest grouse in Fennoscandia in relation to boreal forest succession. - Can. J. Zool. 71: 1303-1310.
- Sørum, L. 1950. Fugleviltundersøkelser på laboratoriet. - Jeger og Fisker 79: 55-65.
- Temple, S.A. 1986. The problem of avian extinctions. - S. 453-485 i Johnston, R.F. (red.). Current ornithology 3. Plenum, New York.
- Thingstad, P.G. 1989. Kraftledning/fugl-problematikk i Grunnfjorden naturreservat, Øksnes kommune, Nordland. - Univ. i Trondheim. Zool. avd., Vit. mus. Notat 2: 1-26.
- Thompson, L.S. 1978. Transmission line wire strikes: mitigation through engineering design and habitat modification. - S. 51-92. i Avery, M.L. (red.). Impacts of transmission lines on birds in flight. Proceedings of a conference. Oak Ridge Associated Universities, Oak Ridge, Tennessee.
- Ultrasystems, Inc. 1985. Potential effects of the proposed Fayette Manufacturing Corporation Bald Mountain wind energy project on the California condor: preliminary draft report. - Submitted by Ultrasystems Inc., Environmental Systems Division, Irvine, California. Submitted to Fayette Manufacturing Corporation, Tracy, California. 37 s.
- Verheijen, F.J. 1981. Bird kills at lighted man-made structures: not on nights close to full moon. - Am. Birds 35: 251-254.
- Waco, D. & Batham, M.D. 1984. Wind resource assessment of California: a summary of CEC-sponsored studies. - California Energy Commission Staff Report P500-83-019. Sacramento, California. 20 s.
- Wadén, D. J. 1904. Diskusjonskommentar. - Norges Jeger- og Fiskerforbunds Tidsskr. 33: 257.
- Watson A. 1982. Effects of human impact on ptarmigan and red grouse near skiifts in Scotland. - Report ITE 1981: 51.
- Willdan Associates. 1982. Impact of the Ashe-Slatt 500 kV transmission line on birds at Crow Butte Island: Postconstruction study final report. - Bonneville Power Administration Report. Portland, Oregon.
- Wilse, E. 1951. Hvilken rolle spiller kraft- og telefonledninger når det gjelder desimeringen av vår bestand av matnyttig fuglevilt? - Jeger og Fisker 80: 197-198.
- Winkelman, J.E. 1985. Bird impact by middle-sized wind turbines on flight behavior, victims, and disturbance. - Limosa 58: 117-121. (In Dutch with English summary).
- Winkelman, J.E. 1992a. The impact of the Sep wind park near Oosterbierum (Fr.), the Netherlands, on birds, 1: collision victims. - DLO-Instituut voor Bos- en Natuuronderzoek. RIN-rapport 92/2. 4 volumes. (In Dutch with English summary).
- Winkelman, J.E. 1992b. The impact of the Sep wind park near Oosterbierum (Fr.), the Netherlands, on birds, 2: nocturnal collision risks. - DLO-Instituut voor Bos- en Natuuronderzoek. RIN-rapport 92/3. 4 volumes. (In Dutch with English summary).
- Winkelman, J.E. 1992c. The impact of the Sep wind park near Oosterbierum (Fr.), the Netherlands, on birds, 3: flight behavior during daylight. - DLO-Instituut voor Bos-en Natuuronderzoek. RIN-rapport 92/4. 4 volumes. (In Dutch with English summary).
- Winkelman, J.E. 1992d. The impact of the Sep wind park near Oosterbierum (Fr.), the Netherlands, on birds, 4: disturbance. DLO-Instituut voor Bos- en Natuuronderzoek. RIN-rapport 92/5. 4 volumes. (In Dutch with English summary).
- Ålbu, Ø. 1983. Kraftlinjer og fugl. - K. norske Vidensk. Selsk. Mus. Rapp. Zool. Ser. 1983,8: 1- 60.

Vedlegg 1

Ved siden av NINAs grunnbevilgning er prosjektet finansiert gjennom bidrag fra en rekke institusjoner, og i perioden 1989-95 har prosjektet mottatt ekstern, økonomisk støtte på i alt 444.100. - *In addition to basic funding from NINA, the project has received a total of NOK 444,100 from various sources.*

Bidragstyper/år	1989	1990	1991	1992	1993	1994	1995
Direktoratet for naturforvaltning	40.000	30.000			35.000	35.000	15.000
Fylkesmannen i Nord-Trøndelag	15.000						
Fylkesmannen i Buskerud	14.000	15.000	15.000	8.000	7.000	10.000	
NVE Elektrisitetsdirektoratet		10.000					
NOR Energi		5.000					
Nord-Trøndelag El.verk		2.000	4.000				
Oslo Lysverker		2.000					
A/S Eidefoss			1.000	1.600	1.000		
Tafjord Kraftselskap			2.000	2.000			
Hedmark Energiverk			2.000	2.000	2.000		
ABB Norsk Kabel			5.000		10.000		
Rauma Komm. Kraftverk		2.000	4.000				
Sør-Trøndelag Kraftselskap		2.000	2.000				
Hemsedal Komm. Elforsyning		8.000	8.000				
Norges Energiverkforbund			5.000				
Troms Kraftforsyning			2.000				
Bergenshalvøens Komm. Kraftselskap			2.000				
Møre og Romsdal Energiverk			2.000	2.000	2.000		
Svorka Kraftselskap			2.500	2.500	2.500		
Hafslund Nycomed AS			2.000	2.000	2.000		
Istad Kraftselskap AS		2.000	2.000				
Vest-Agder Elektrisitetsverk		2.000	2.000	2.000			
Sognekraft AS		2.000	3.000	2.000			
Saudefaldene AS		2.000	2.000	2.000			
Sogn og Fjordane Energiverk			2.000				
Borgund kraftverk					4.000		
Gotaas fond						25.000	25.000
Vibeke Nagell-Erichsen					10.000		
Engebret Fekene					10.000		
Total	69.000	84.000	69.500	26.100	85.500	70.000	40.000

ISSN 0802-4103
ISBN 82-426-0914-4

531

**NINA
OPPDRAGS-
MELDING**

NINA Hovedkontor
Tungasletta 2
7005 TRONDHEIM
Telefon: 73 80 14 00
Telefax: 73 80 14 01

**NINA
Norsk institutt
for naturforskning**