

023

FAGRAPPORT

Økologi og populasjonsbiologi hos
europeisk grevling *Meles meles* L.
i en urban-rural gradient
i Sør-Trøndelag

Kjetil Bevanger

Henrik Brøseth

Beate Strøm Johansen

Bård Knutsen

Kari Viken Olsen

Tomas Aarvak



NINA • NIKU

NINA Norsk institutt for naturforskning

NINA•NIKUs publikasjoner

NINA•NIKU utgir følgende faste publikasjoner:

NINA Fagrapport

NIKU Fagrapport

Her publiseres resultater av NINAs 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, årsrapporter fra overvåkningsprogrammer, o.a.

Opplaget er begrenset. (Normalt 50-100)

NINA-NIKU Project-Report

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

Opplaget varierer avhengig av behov og målgruppe.

Temahefter

Disse behandler spesielle tema og utarbeides etter behov bl.a. for å informere om viktige problemstillinger i samfunnet. Målgruppen er "almenheten" eller særskilte grupper, f.eks. landbruket, fylkesmennenes miljøvernadelinger, 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., Johansen, B.S., Knutsen, B., Olsen, K.V. & Aarvak, T. 1996. Økologi og populasjonsbiologi hos europeisk grevling *Meles meles* L. i en urban-rural gradient i Sør-Trøndelag. - NINA Fagrapport 23: 1-48.

Trondheim, oktober 1996

ISSN 0805-469X

ISBN 82-426-0741-9

Forvaltningsområde:

Arealforvaltning

Land use management

Rettighetshaver ©:

NINA•NIKU Stiftelsen for naturforskning og kulturminneforskning

Publikasjonen kan siteres fritt med kildeangivelse

Redaksjon:

Kjetil Bevanger

Henrik Brøseth

NINA•NIKU, Trondheim

Design og layout:

Eva M. Schjetne

Kari Sivertsen

Tegnekontoret NINA•NIKU

Sats: NINA•NIKU

Trykk: Strindheim Trykkeri AL

Opplag: 400

Trykt på miljøpapir

Kontaktadresse:

NINA•NIKU

Tungasletta 2

7005 Trondheim

Tel: 73 58 05 00

Fax 73 91 54 33

Tilgjengelighet: Åpen

Prosjekt nr.: 12152

Ansvarlig signatur:



Oppdragsgiver: NINA

Referat

Bevanger, K., Brøseth, H., Johansen, B.S., Knutsen, B., Olsen, K.V. & Aarvak, T. 1996. Økologi og populasjonsbiologi hos europeisk grevling *Meles meles* L. i en urban-rural gradient i Sør-Trøndelag. - NINA Fagrapport 23: 1-48.

Da Direktoratet for naturforvaltning på slutten av 1980-tallet påpekte betydningen av økt kunnskap om dyreliv i urbane områder, foreslo NINA i 1989 et langsiktig prosjekt som skulle fokusere grevlingens økologi i en urban-rural gradient i Trondheimsregionen. Arbeidet ble utført i tilknytning til studieområder, i henholdsvis Trondheim og Malvik kommuner i Sør-Trøndelag. Prosjektets målsettinger har i første rekke vært knyttet til grevlingens økologi og populasjonsdynamikk, utbredelseshistorie, bestandsstatus og konfliktskaping. Dietten til grevling var dominert av meitemark, men et bredt spekter av ulike næringsemner ble påvist i mindre mengder. Grevlingene brukte generelt større aktivitetsområder enn det som tidligere er påvist, men det var stor variasjon innenfor begge områdene. Tettheten av grevlinghi i de to undersøkte områdene var lavere enn tidligere beskrevet, men både antall hi innenfor et territorium og antall hi brukt av den enkelte grevling (8-10 ulike hi) var høyere. Naturlige grevlinghi var små og ikke tilfeldig anlagt. De ble gravd ut på plasser som ga gode skjulmuligheter og hadde tidlig snøavsmelting. Det ble funnet et stort antall hi i forbindelse med bygninger og byggverk, spesielt i det urbane-suburbane området. Måling av kroppstemperatur hos to grevlinger gjennom vinteren viste en generell temperaturnedgang frem mot siste halvdel av desember, etterfulgt av en gradvis økning frem mot avslutningen av vinterperioden. Reduksjonen i kroppstemperatur lå i størrelsesorden 2-3 °C mellom høyeste og laveste temperatur i undersøkelsesperioden, og det ble funnet store døgnvariasjoner. Kroppsvekten hos grevling viste stor variasjon gjennom året, med de laveste vektene om sommeren og de høyeste senhøstes. Dødeligheten hos grevling gjennom året viste forskjeller mellom kjønn og aldersklasser. Det var et bimodalt mønster i dødelighet hos voksne grevlinger, hannene utgjorde mye av dødeligheten om våren, mens hunnene hadde høyest dødelighet om høsten. Utbredelsen til grevling i Norge i dag omfatter hele Sør-Norge, bortsett fra Vestlandsregionen, mens de nordlige deler av Nord-Trøndelag synes å representere nordgrensen for en fast grevlingbestand. Grevlingens bofellesskap med mennesker medfører konflikter, men det kan knapt sies at arten representerer noe generelt problem. Landskapsøkologisk tilnærmingmåte og relevans for større pattedyrarter som grevling diskuteres. For å kunne benytte metapopulasjonsteori og estimere overlevelse av metapopulasjoner og modellere langsiktige endringer i grevlingpopulasjonen i Trondheimsregionen, er det nødvendig å ha kontroll på reproduksjon, mortalitet og spredning av et større antall dyr og familiegupper over et lengre tidsrom.

Emneord: Grevling, populasjonsøkologi, landskapsøkologi.

Kjetil Bevanger, Henrik Brøseth og Tomas Aarvak, Norsk institutt for naturforskning, Tungasletta 2, 7005 Trondheim.

Abstract

Bevanger, K., Brøseth, H., Johansen, B.S., Knutsen, B., Olsen, K.V. & Aarvak, T. 1996. Ecology and population biology of the European badger *Meles meles* L. in an urban-rural gradient in Sør-Trøndelag, Norway. - NINA Fagrapport 23: 1-48.

When the Directorate for Nature Management at the end of the 1980's raised the importance of obtaining more knowledge about animal life in urban areas, NINA proposed in 1989 a long-term project to focus on the ecology of the badger in an urban-rural gradient in the Trondheim region. The work was carried out in two areas in the county of Sør-Trøndelag, in the municipalities of Trondheim and Malvik, respectively. The aims of the project were first and foremost linked to the ecology and population dynamics of the badger, the history of its distribution, the status of the population and conflicts created by it. The diet of the badger is dominated by earthworms, but many different kinds of food were found to be taken in small quantities. The badgers in general had larger home ranges than have previously been found, but there was a great variation in both the areas studied. The density of badger setts in both the areas investigated was lower than previously reported, but both the number of setts within a territory and the number of setts used by the individual badger (8-10 different setts) was higher. Natural badger setts were small and their locations were specifically chosen. They were excavated in places which offered good opportunities for concealment and where the snow melted at an early date. A large number of setts were found in connection with buildings and other constructions, especially in the urban and suburban area. Measurements of the body temperature of two badgers throughout the winter showed a general drop in temperature until the second half of December, followed by a gradual increase until the end of the winter period. The reduction in body temperature was in the order of 2-3 °C between the highest and lowest temperatures during the period studied, and substantial daily variations were found. The body weight of the badgers showed great variation through the year, the lowest weights being recorded in summer and the highest in late autumn. Mortality among badgers through the year showed differences between sexes and age classes. There was a bimodal mortality pattern among adult badgers, males accounting for much of the mortality in spring and females in autumn. The distribution of the badger in Norway today covers the whole of southern Norway, except the west. The northern part of Nord-Trøndelag seems to form the northern limit for a permanent stock of badgers. Conflicts tend to arise when badgers and people live in close proximity to one another, but the species can scarcely be said to represent a general problem. Landscape ecological approaches and their relevance for larger mammals such as the badger are discussed. To be able to use metapopulation theory and estimate the survival of metapopulations and model long-term changes in the badger population in the Trondheim region it is necessary to know the reproduction, mortality and dispersal of a relatively large number of individuals and family groups over a long period of time.

Key words: badger, population ecology, landscape ecology

Kjetil Bevanger, Henrik Brøseth and Tomas Aarvak, Norwegian Institute for Nature Research, Tungasletta 2, 7005 Trondheim.

Forord

«Grevlingprosjektet» ved NINA har bakgrunn i at det fra midten av 1970-tallet ble registrert en sterk økning i grevlingbestanden i de mest urbane deler av Trondheim kommune (Bevanger 1978, 1985). Da Direktoratet for naturforvaltning (DN) på slutten av 1980-tallet påpekte betydningen av økt kunnskap om dyreliv i urbane områder (jf Bevanger 1989, 1992), foreslo NINA i 1989 et langsiktig prosjekt som skulle fokusere grevlingens økologi i en urban-rural gradient i Trondheimsregionen.

Prosjektet har hatt arbeidstittel «Økologi og populasjonsbiologi hos europeisk grevling *Meles meles*», men fikk en landskapsøkologisk vinkling i 1991 da det ble bestemt at det skulle organiseres i tilknytning til NINAs instituttprogram for landskapsøkologi (jf NINA 1993). At prosjektet i utgangspunktet ikke ble designet for å belyse landskapsøkologiske problemstillinger har imidlertid satt begrensninger for hvor langt det har vært mulig å benytte landskapsøkologiske tilnærmingsmåter og ta hensyn til programmets overordnede målsettinger. Prosjektet har i overveiende grad vært finansiert gjennom NINAs basisbevilgning, men Fylkesmannen i Sør-Trøndelag og DN har også gitt finansiell støtte.

Veterinær Ingolf Hanssen ved Strinda smådyrklipp har vært veterinærmedisinsk ansvarlig ved prosjektet og avdelingsingeniør Terje Dalen har hatt ansvar for praktisk opplegg og fangst av grevlinger i Trondheim. Nærmere 600 personer i Trondheim kommune og omegn har bidratt med opplysninger om grevling. I tillegg har mange institusjoner og enkeltpersoner bidratt under prosjektets gang. Spesielt nevnes Morten Fjølstad ved Statens veterinære laboratorium, Torggrim Sund ved Asplan Viak, Jan Meland, Kristian Overskaug, Jo Wattum, Sør-Trøndelag Fylkeslandbrukskontor, ansatte ved Trondheim politikkammer og lokalbefolkningen i Mostadmark.

Fire hovedfagsstudenter har avlagt sine hovedfagseksamener med oppgaver direkte knyttet til prosjektet; Henrik Brøseth, Beate Strøm Johansen, Bård Knutsen og Kari Viken Olsen. En femte student, Tomas Aarvak, skal avlegge eksamen i nær fremtid. Uten studentenes innsatsvilje og entusiasme hadde prosjektet aldri kunnet blitt gjennomført med det omfang det fikk. En hjertelig takk til alle for et inspirerende samarbeid og lærerike år.

I 1992 inviterte Erik Lindström ved Grimsö forskningsstasjon dem som drev med grevlingforskning i de nordiske land til et minisymposium ved Grimsö. Siden har tilsvarende, årlige symposier vært arrangert; i 1993 i Trondheim, i 1994 i Saltrup, Danmark og i 1995 ved Stensoffa, Lunds Universitet, Sverige. Ved disse fagsamlingene har de enkelte deltagernes prosjekter blitt diskutert og symposiene har følgelig vært viktige inspirasjonskilder og nyttige korrekter underveis. I den anledning vil vi benytte anledningen til å takke Görgen Göransson, Kaarina Kauhala, Erik Lindström, Peter Pratje, Andreas Seiler og Janne Aaris-Sørensen.

Foreliggende rapport er skrevet av Kjetil Bevanger, Henrik Brøseth og Tomas Aarvak.

Trondheim januar 1996
Kjetil Bevanger
Prosjektleder

Innhold

Referat	3
Abstract	3
Forord	4
1 Innledning	5
2 Målsettinger	7
3 Undersøkellesområde	7
3.1 Klima	7
3.2 Studieområde Trondheim	7
3.3 Studieområde Mostadmark	8
4 Metoder	11
4.1 Fangst, radioinstrumentering, peileutstyr	11
4.2 Datainnsamling	12
4.2.1 Næringsanalyser og tilgjengelighet av næring	12
4.2.2 Aktivitetsområde og habitatpreferanse	13
4.2.3 Hiregistreringer og hibrak	14
4.2.4 Overvintringsstrategi	15
4.2.5 Demografi og biometri	15
4.2.6 Utbredelsesstatus og spredningsmønster	16
4.2.7 Konfliktkartlegging	16
4.3 Bruk av GIS, «Ranges IV» og statistikk	16
5 Resultater	17
5.1 Trondheim	17
5.1.1 Tilgjengelighet av næring	17
5.1.2 Aktivitetsområde	17
5.1.3 Habitatpreferanse	19
5.1.4 Hibrak	19
5.1.5 Overvintringsstrategi	19
5.2 Mostadmark	21
5.2.1 Næringspreferanse og tilgjengelighet av næring	21
5.2.2 Aktivitetsområde	23
5.2.3 Habitatpreferanse	25
5.2.4 Hibrak	25
5.3 Demografi	26
5.4 Utbredelsesstatus og spredningsmønster	29
5.5 Grevling som konfliktfaktor	30
6 Diskusjon	31
6.1 Metoder	31
6.2 Næringspreferanse	31
6.3 Aktivitetsområdestørrelse	31
6.4 Habitatpreferanse	32
6.5 Hibrak	33
6.6 Sosialt system	33
6.7 Overvintringsstrategi	34
6.8 Demografi	34
6.9 Utbredelsesstatus og spredningsmønster	35
6.10 Konflikter	37
6.11 Landskapsøkologiske perspektiver	38

6.11.1 Naturinngrep, fragmentering og barrierer.....	38
6.11.2 Landskapsmønstre, prosesser, patcher og skalerting	39
6.11.3 Metapopulasjoner	39
6.11.4 Spredning og korridorer	39
6.11.5 Landskapsøkologisk relevans	40
7 Sammendrag	41
8 Summary	43
9 Referanser	44
Vedlegg	

1 Innledning

Europeisk grevling (*Meles meles* L.) viser stor variasjon i både romlig og sosial organisering innenfor det vide utbredelsesområdet den har i Palearktis. Aktivitetsområdene varierer i størrelse, fra under 50 hektar i høytetthetspopulasjoner, til over 500 hektar ved lave tettheter, og blir forsvart som territorier i større eller mindre grad (Kruuk 1978a, Cresswell & Harris 1988, Woodroffe & Macdonald 1993). I høytetthetspopulasjoner bestemmes grensen mellom territorier ved slåsskamper og markeres med ekskrementlatriner («grevlingdasser»). Opptråkkede stier som markerer territoriegrenser kan sees med det blotte øye (f.eks. Kruuk 1989).

Grevlingen kan danne stabile, sosiale grupper, som varierer i størrelse fra 3-30 individer. Disse gruppene dannes hovedsaklig ved at avkom forblir i fødeterritoriet, trolig pga økologiske begrensninger på unge individers spredningsmuligheter (da Silva et al. 1994). Sosiale grupper består av individer fra begge kjønn med varierende alder, som deler territorium og felles hi (da Silva et al. 1993), noe som er relativt uvanlig blandt rovdyr (Bekoff et al. 1984, Gittleman 1989). Fordeler som grevling kan ha ved gruppeliv er styrket territorieforsvar (Kruuk 1978a), energibesparelse ved å overvinne sammen (Roper 1992b) og alloparental atferd (Woodroffe 1993). Ved lave tettheter er imidlertid grevlingens organiseringsmønster mer likt det generelle innen mårfamilien; territorielle par eller egne territorier. Ved Grimsö i Sverige, og sørlige deler av Spania, lever de i territorielle par (E. Lindström pers. medd., Martin-Franquelo & Delibes 1985), mens de i sentrale deler av Italia lever i interseksuelle territorier som forsvares mot alle, uansett kjønn (Pigozzi 1987).

Evolusjonære forklaringer på den romlige og sosiale organiseringen hos grevling har vært knyttet til næringsressursenes fordeling (Macdonald 1983b, Kruuk & Macdonald 1985, Woodroffe & Macdonald 1992, 1993) og tilgjengeligheten på hi (Doncaster & Woodroffe 1993).

Grevling blir ofte beskrevet som en generalist med opportunistisk furasjering (Shepherdson et al. 1990, Roper 1994). Et bredt spekter av næringsemner er påvist som grevlingføde, og undersøkelser har vist at ulike næringsemner kan dominere grevlingens diett, f.eks. frukt og insekter (Italia; Pigozzi 1991), hvete (England; Shepherdson et al. 1990) og frukt (Spania; Rodriguez & Delibes 1992). Men de fleste undersøkelser fra England, Skottland og Nord-Europa har vist at grevlingen spiser store mengder meitemark, og da spesielt mye av den store meitemarken *Lumbricus terrestris*, som den finner i avgrensede patcher (flekker) innenfor territoriet (Skoog 1970, Kruuk 1978b, Kruuk & Parish 1981, Neal 1988, Lindström 1989).

Grevlingen tilbringer mer enn halvparten av livet inne i hi, og viser mange anatomiske og fysiologiske tilpasninger for et liv under jorden (Long & Killingley 1983). Grevlinghi kan variere mye i størrelse og kompleksitet. Hiene graves ut i områder som har en gunstig sammensetning når det gjelder geologi, hellning og vegetasjon (Thornton 1988, Neal & Roper 1991). Undersøkelser har vist at et territorium som okkuperes av en sosial gruppe vanligvis inneholder omkring et halvt dusin ulike hi, men det er funnet over ti i enkelte territorier (Neal & Roper

1991, Roper 1992a). Bruken av ulike hi i territoriet varierer; noen er ofte i bruk mens andre bare brukes av og til (Kruuk 1989).

I flere sentraleuropeiske land er grevling i dag helt eller delvis fredet på grunn av tildels sterk tilbakegang (Griffith 1991). Forskningsresultater fra Storbritannia har vist at arten er sårbar for ulike former for habitatendringer (Kruuk 1989). En bestand kan også lett og effektivt desimeres gjennom ulike former for jakt og fangst (eller gassing). Det er derfor viktig at forvaltning skjer ut fra bevisste strategier basert på biologisk og økologisk kunnskap.

Grevling har i Norge ikke vært prioritert i forskningssammenheng. Bortsett fra Hysing-Dahl's (1954) og Wiig's (1986) kraniundersøkelser, og Mehl's (1972) parasitt-studier, finnes ingen publiserte forskningsresultater.

Arten er trolig det norske rovpattedyr som har endret sin utbredelse mest i dette århundre (Bevanger & Lindström 1995). Fra å være typisk sørnorsk og "varmekjær" før krigen, har den i løpet av de siste 40 år ekspandert nordover og opptreer nå relativt regelmessig nord til Mo i Rana. Også i det tradisjonelle utbredelsesområde i Sør-Norge er populasjonsvekst registrert (Bevanger 1985, 1990a, 1993).

I Midt-Norge er grevling følgelig å betrakte som et nytt faunaelement (Bevanger 1978), og populasjonen her representerer en av verdens nordligste reproduserende. I 1970-årene inntok grevling sentrumsområdene i Trondheim, hvor egnede overvintringssteder og permanente leveområder tilsynelatende fantes. I følge Trondheim viltneimnd skjedde ikke denne utviklingen uten problemer. Folk som møtte grevling i garasjer og kjellere ble skremt og "angrepet", grønnsakhager og plener ble "endevendt". «Bygrevling» er forøvrig et vanlig fenomen også i Sør-Norge.

Det er tidligere foretatt undersøkelser av grevling i urbane habitater i London (Teagle 1969), Bristol (Harris 1984) og København (Aaris-Sørensen 1987). Grevlingpopulasjonene i Bristol antas å være relikter fra før tettbebyggelse ble etablert, dvs dyr som har overlevd urbaniseringsprosessen. Harris (1984) fant at relativt få byer i Storbritannia var bebodd av grevling. Dette avviker fra situasjonen i Trondheim, hvor grevling aktivt har kolonisert byområdet.

I 1991 ble prosjektet integrert i NINAs instituttprogram om landskapsøkologi. Prosjektene innen landskapsøkologiprogrammet hadde som overordnet målsetting å fokusere betydningen av fragmentering av restbiotoper, og landskapsstrukturens betydning for arters spredning og populasjonsdynamikk (NINA 1993). Landskapsøkologisk filosofi og tenkemåte i forhold til metodikk og problemløsning er i stor utstrekning utviklet i forhold til andre organismer enn pattedyr (se f eks Angelstam 1992). Det finnes relativt få eksempler på at pattedyr har stått sentralt i prosjekter med landskapsøkologisk vinkling. Ikke minst i forhold til store rovpattedyr synes landskapsøkologisk tilnærming å by på problemer. På grunn av store variasjoner mellom pattedyrarteres krav til leveområdenes størrelse, habitatkrav i forhold til næring og reproduksjon, sosial organisering osv, er det grunn til å anta at sentrale elementer innen landskapsøkologien, slik den fremstår i dag, har begrenset relevans for mange pattedyrarter. Det er

imidlertid også momenter som taler for at grevling kan benyttes som «landskapsøkologisk forskningsobjekt»: dyrene kan lett fanges og radioinstrumenteres; det er få forstyrrende interspesifikke interaksjoner; ut fra skaleringsbetraktninger er bruk av grevling nyttig ettersom arten bruker landskapet på en måte vi selv har forutsetninger for å «forstå»; grevling har spesifikke habitatkrav ved siden av at den er i stand til å utnytte mange habitattyper, samt at spredningen av næringsressurser kan bestemme størrelsen på de områdene som grevlingen bruker (Kruuk & Parish 1982). En eventuell fragmentering av habitatet som gir større avstand mellom ressursene vil således kunne medføre større arealkrav hos dyrene. Grevlingforskning kan derfor bidra til økt forståelse omkring effekter av fragmentering på landskapsstruktur og betydning av restbiotoper for spredning og andre populasjonsdynamiske aspekter. På grunn av artens økologi og krav til leveområdets størrelse, egner den seg også for utvikling og bruk av GIS (geografiske informasjonssystemer) som verktøy ved komparative analyser av ulike områder og identifisering av økologiske nøkkelfaktorer.

Økt tilgjengelighet av geografisk informasjon på digital form (f eks kart, fly- og satellitt-bilder), gir analysemuligheter omkring romlige og geografiske forhold som tidligere var tilnærmet uoverkommelige mht kostnader og tidsforbruk (Haines-Young et al. 1993). Ved analyser omkring patch-teori og fragmentering, hvor polygonene i digitale kart definerer avgrensede områder (patcher) i habitatet, er bruksmulighetene av GIS store (Haslett 1990). Analyser av romlige og geografiske data fra digitale bilder, i kombinasjon med biologiske data, vil i fremtiden trolig bli et enda viktigere verktøy enn i dag, innen f eks landskapsøkologien, med et stort utviklingspotensiale. Bruk av GIS synes godt egnet for å karakterisere landskapsmosaikken og sammenholde ulike terrengvariabler med økologiske variabler hos grevling i den aktuelle sektor - fra byens sentrum, sørover langs Nidelva mot Bratsberg og videre inn i barskogsområdene i Mostadmark.

2 Målsettinger

Prosjektets målsettinger har i første rekke vært knyttet til grevlingens økologi og populasjonsdynamikk, utbredelseshistorie, bestandsstatus og konfliktskaping. De viktigste problemstillingene kan summeres i følgende punkter:

- hvilke faktorer bestemmer størrelsen av aktivitetsområde - belyst gjennom aktivitetsstudier i en urban-suburban gradient i Trondheim by, og i et borealt barskogsområde i Mostadmark samt næringsanalyser (ekskrementanalyser) og tilgjengelighet på næring i de samme områdene.
- hvilke habitatpreferanser har grevling - belyst gjennom aktivitetsstudier i en urban-suburban gradient i Trondheim by, og i et borealt barskogsområde i Mostadmark, samt bruk av GIS.
- hvilke nøkkelfaktorer er med å bestemme habitatpreferanser - belyst gjennom aktivitetsstudier i en urban-suburban gradient i Trondheim by, og i et borealt barskogsområde i Mostadmark samt analyse av næringstilgang i ulike habitattyper og hi-/dagleiebruk i de samme områdene.
- hvilke krav stiller grevling til hiplass - belyst gjennom detaljert kartlegging av hienes plassering.
- hvordan bruker grevling hiene gjennom året - belyst gjennom kartlegging av enkeltindividers hi-/dagleiebruk over lengre tidsrom.
- sosialt mønster hos grevling i Trondheim og Mostadmark - belyst gjennom aktivitetsstudier i en urban-suburban gradient i Trondheim by og i et borealt barskogsområde i Mostadmark, og gjennom kartlegging av enkeltindividers hi-/dagleiebruk over lengre tidsrom.
- hvordan utvikler kroppstemperaturen seg hos grevling gjennom hiperioden i et borealt område - belyst gjennom implantering av temperaturfølsomme radiosendere i to individer.
- kartlegging av populasjonsutvikling gjennom demografiske data for grevling - belyst gjennom innsamling av fallvilt og døde dyr.
- grevlingens utbredelseshistorie i Skandinavia, utbredelsesstatus i Norge og lokale forflyttningsmønstre - belyst gjennom spørreundersøkelse til kommunale viltneemnder og gjennom aktivitetsstudier i en urban-suburban gradient i Trondheim.
- representerer grevling et problem i tettbygde områder - belyst gjennom kartlegging av folks reaksjoner på grevling i Trondheims tettbebyggelse, og landet forøvrig.

3 Undersøkelsesområde

3.1 Klima

Klimaet rundt Trondheimsfjorden er en blanding av atlantisk kystklima og innlandsklima (Bangjord 1994). Selv om avstanden mellom de to studieområdene bare er 20 km er det betydelige forskjeller i klima. Mostadmark preges mer av innlandsklima, og får en senere vår enn Trondheim, som ligger nært sjøen. Klimadata foreligger fra Trondheim, Stjørdal og Selbu. Opplysningene nedenfor er basert på datautskrifter fra Meteorologisk institutt (DNMI).

Trondheim (125 m o h) har gjennomsnittlig 120 frostdøgn pr år, og i normalperioden 1961-90 var middeltemperaturen i januar og juli henholdsvis -3.3 og 13.2 °C. Tetratermen for Vennafjell (688 m o h) er 8.4 °C (innlandsklima), mens Værnes har 12.4 °C (kystklima).

Januarnedbøren i Trondheimsregionen, og indre strøk av Trøndelag, er lavere enn i ytre strøk. Utover våren avtar nedbøren gradvis, med mai som nedbørfattigste måned. I Trondheim har juli, august og september mest nedbør, mens områdene lengre øst har mest nedbør i september og oktober. Vennafjell har en gjennomsnittlig årsnedbør på ca 1260 mm, mens Trondheim har en gjennomsnittlig årsnedbør på ca 900 mm.

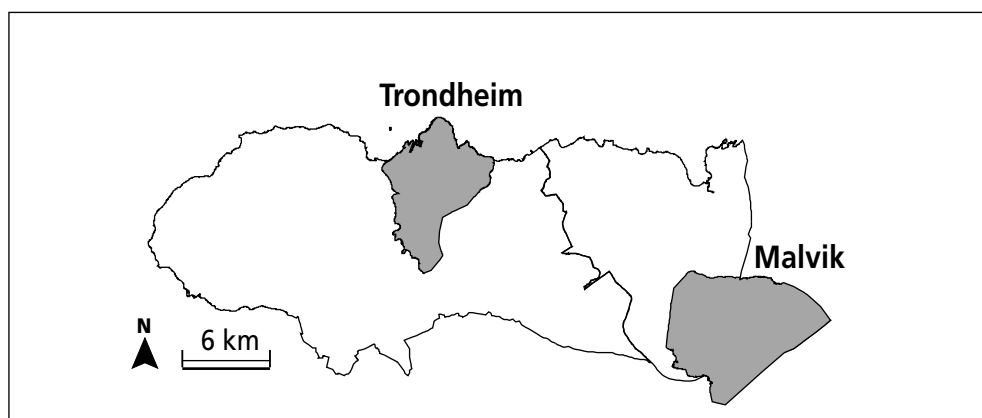
Snøen ligger normalt fra november til mai; i normalperioden 1961-90 var gjennomsnittlig antall dager med snødekke i Trondheim (Byneset, 98 m o h) og Stjørdal (Værnes, 12 m o h) henholdsvis 112 og 106 dager. Den midlere snødybde på disse stedene i samme periode var henholdsvis 17 og 10 cm. Mest snø er det i februar og mars.

3.2 Studieområde Trondheim

Trondheim kommune ligger på sørsiden av Trondheimsfjorden (63° 36' N, 10° 25' Ø) og grenser mot Malvik, Selbu og Klæbu, henholdsvis i øst og sør. Studieområdet utgjør 39.2 km² (figur 1 og 2), ligger 0-100 m o h og avgrenses stort sett av Nidelva mot vest og sør, Trondheimsfjorden i nord og et skogområde i sør.

Figure 1

De to studieområdene i hhv Trondheim og Malvik kommune, og avstanden mellom dem. - Location of the two areas studied in the municipalities of Trondheim and Malvik on the south side of Trondheimsfjord, and the distance separating them.



Kommunen ligger i den boreonemorale sone (jf Dahl et al. 1986) og har store arealer dominert av marin leire. Topografisk preges ubebygde områder ofte av raviner og terrasser som tildels er nokså bratt. Jordbruksarealene er dominert av fulldyrkede kornarealer, men det finnes også noe eng benyttet til gressproduksjon. Mindre skogholt av gran og løvtrær, samt enkelte parker og raviner, danner et nettverk av grønne lunger og korridorer også inn til tettbebygde områder. Særlig gunstige korridorer finnes i områdene langs Nidelva, og langs sjøen omkring Ladehalvøya.

Studieområdet i Trondheim kan grovt deles i tre sektorer eller habitatkategorier - kjerne, midtre del og periferi (Bevanger 1992). Bykjerner kjennetegnes normalt av et "teknologisk landskap" - et ikke-biologisk miljø der kunstige elementer okkuperer alt areal. Byplanleggere og landskapsarkitekter har imidlertid lang tradisjon i å vektlegge det rent pittoreske - som i stor grad bygger på vestlige, hortikulturelle tradisjoner. Med avtagende arealpress ut fra bykjernen, dominerer oftest "hagelandskap". Etter dette hagelandskapet, som også danner overgangssone mot de perifere (suburbane) arealer, dominerer gjerne kulturmark og mer urørte, naturtyper, dvs av mer naturlig karakter ("økologisk landskap"). Kombinasjonen av disse tre habitattyper kan gi det urbane miljø forbausende høyt mangfold (Gilbert 1989).

De fleste urbanøkologer identifiserer og navngir urbane habitater ut fra et trivielt begrepsapparat: urban brakkmark (dvs udisponerte tomtearealer), industriområder, jernbaneområder, vegområder, byparker, kolonihager og friarealer, kirkegårder, villahager, våtmark (elver, kanaler, dammer, tjern, vannreservoarer) og skogområder (f eks Gilbert 1989). Stort sett er disse "habitatkategoriene" også praktisk anvendbare for Trondheim, men i forhold til studieområdet ble visse «forenklinger» gjort, og en inndeling i fem biotoper med bakgrunn i økonomisk kartverk 1:5 000 (Fylkeskartkontoret i Sør-Trøndelag 1979) ble benyttet (**tabell 1**).

3.3 Studieområde Mostadmark

Mostadmark ligger i Malvik kommune (63° 18' - 63° 27' N, 10° 35' - 10° 57' Ø) i Sør-Trøndelag, med kommunegrenser mot Trondheim, Selbu og Stjørdal henholdsvis i vest, sør og øst. Studieområdet utgjør 60 km² (**figur 1** og **3**).

Malvik kommune berører, ved siden av lavalpin region, sør-, mellom- og nordboreal region (jf Dahl et al. 1986). Studieområdet ligger stort sett innen mellomboreal region. Intensivt drevet granskog *Picea abies* dominerer store deler av landområdene i Malvik, inklusive studieområdet. Løvskog (særlig bjørk *Betula verrucosa*, rogn *Sorbus aucuparia*, osp *Populus tremula* og hegg *Prunus padus*) finnes i lavereliggende områder.

Sentralt i studieområdet ligger jordbruksarealer som benyttes til kjøtt- og melkeproduksjon. De fleste produsenter driver med storfe, men det finnes også besetninger med sau. Dyrkede arealer brukes til gressproduksjon (silo), og slåttetidspunkt er stor sett medio juli og ultimo august for henholdsvis første- og andreslått. Sau og ungdyr av storfe går fritt på utmarksbeite fra månedsskifte mai/juni til ut i september. Innmarksbeite brukes av storfe fra slutten av juni til september/oktober.

Mesteparten av undersøkelsesområdet ligger fra 200-500 m o h, og går i øst opp til over tregrensen (Vennafjellet). Terrenget er utpreget småkupert. Foldsjøen og Hein fjorden i Store Drakstjøen (hhv 205 og 264 m o h) danner i grove trekk grensen for studieområdet, sammen med elva Nævra og fylkesgrensen mot Nord-Trøndelag.

Med bistand fra botaniker, og bruk av økonomisk kartverk 1:5 000 (Fylkeskartkontoret i Sør-Trøndelag 1979), ble studieområdet inndelt i åtte biotoper (**tabell 2**). Inndelingen fulgte i grove trekk bonitetsinndelingen i økonomisk kartverk. Bonitetsinndelingen var i god overensstemmelse med en plantesosiologisk inndeling (S. Bretten pers. medd.), som gjenspeiler jordsmonnet (Fremstad & Elven 1987). Kartverket ble modifisert ved uoverensstemmelse i forhold til feltobservasjoner.

Tabell 1. Biotopinndeling av et urban-suburbant studieområde i Trondheim, med biotopenes karaktertrekk. - Subdivision into biotopes in an urban-suburban area studied in Trondheim; the characteristic features of the biotopes are given.

Biototype Biotope	Andel Proportion	
Urban ørken Urban desert	17.1	Store og tette huskomplekser, havneområder, veier, industriområder o l med svært få grøntarealer
Villabebyggelse Detached/semi-detached houses	36.3	Dominert av eneboliger med hage, dvs en stor andel plenområder og en del trær, men ikke skog
Skog/grøntarealer Woodland/green areas	26.7	Store ubebygde områder av to hovedkategorier: - Parker, kirkegårder, o l - Skog, dominert av rik løvskog (ofte i raviner)
Jordbruksområder Farming areas	17.6	Vesentlig åkerland, men også noe beitemark
Vann - Water	2.3	Nidelva

Figure 2
Biotopsammensetning av studieområdet i Trondheim (39.2 km²).
- Distribution of biotopes in the area studied in Trondheim. (39.2 km²)

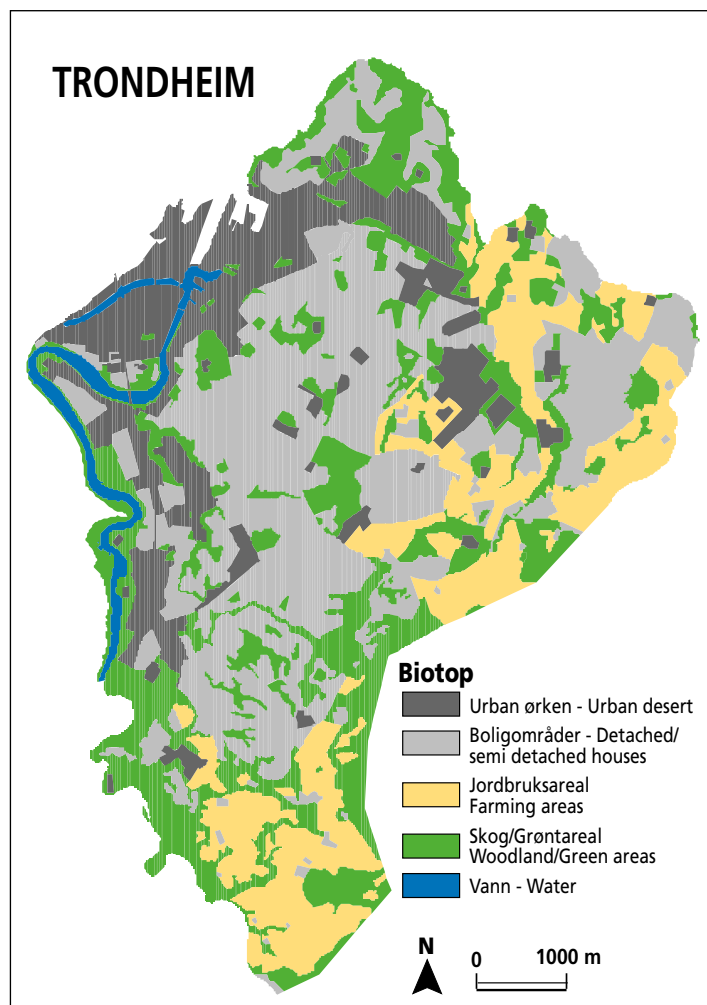
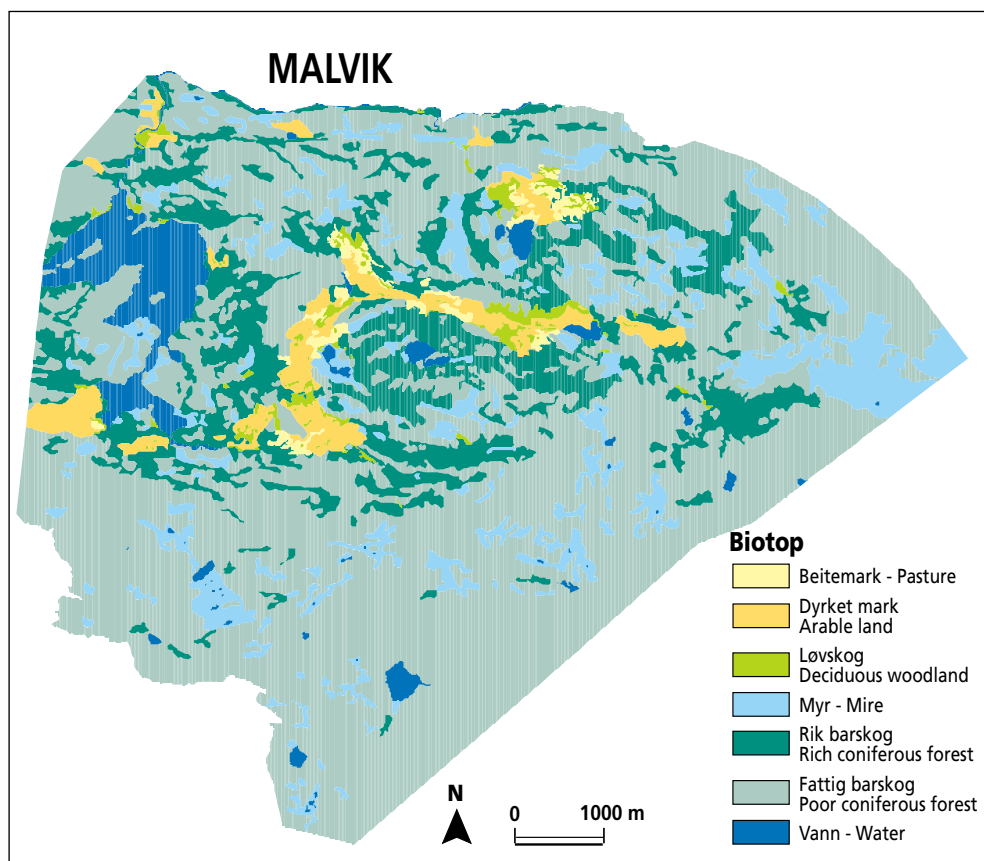


Figure 3
Biotopsammensetning av studieområdet i Malvik (60 km²) (Mostadmark). - Distribution of biotopes in the area studied in Malvik (60 km²) (Mostadmark).



Tabell 2. Biotopinndeling av et borealt barskogsområde (Mostadmark) i Midt-Norge, med biotopenes karaktertrekk. - Subdivision into biotopes in an area of boreal spruce forest studied in central Norway (Mostadmark); the characteristic features of the biotopes are given.

Biotoptype Biotope	Andel Proportion	
Dyrket mark Arable land	3.6	Slåtte-eng, grasdekt, intensivt drevet kulturmark, monokultur (areal som er dyrket til vanlig pløyedybde; kan nyttes til åkervekster/eng og fornyes ved pløying)
Beitemark Pasture	1.0	Grasbevokst, tidligere intensivt drevet slåtte-eng, høstes bare ved beiting av storfe og sau, ikke monokultur (>50 % av arealet dekt av grasarter)
Løvskog Deciduous woodland	1.3	Løvtrær er dominerende treslag, rikt feltsjikt, næringskrevende høgstauder og urter, god fuktighet (<50 % av arealet er dekt av bartrær)
Rik barskog Rich coniferous forest	17.2	Barskogdominert skogsmark, innslag av bregner, næringskrevende urter og høgstauder (gran, >50 % av arealet dekt av barskog)
Fattig barskog Poor coniferous forest	62.2	Barskogdominert skogsmark (gran og furu) samt impediment, grunt jordsmonn, blåbærlyng vanlig. Lite bregner, næringskrevende urter og høgstauder
Myr Mire	10.1	Areal med minst 30 cm tykt torvlag som på overflaten har preg av myr, lite tre- og feltsjikt
Vann Water	4.5	Åpent vann
Annet Others	0.1	Tettbebyggelse (boligområder)

4 Metoder

4.1 Fangst, radioinstrumentering, peileutstyr

Kassefeller (burfeller) (**figur 4**) konstruert på NINA, ble satt ut i nærheten av faste og antatt faste tilholdssteder for grevling. Fellene var av ulik størrelse og hadde forskjellige lukkemekanismer, men de fleste var ca 120 x 60 x 50 cm og hadde en fall-lem på én side (jf Bevanger 1990b). Det ble også benyttet såkalte «trafikkfeller», dvs feller med fall-lem i begge ender som ble utløst når en snubletråd sentralt i fellen ble berørt. Som åte ble bl a peanutmør, tørre peanøtter og honeycorn benyttet (jf bl a Cheeseman & Mallinson 1980). Dette er lite attraktivt for hunder og katter, og det var relativt få tilfeller av at disse gikk i fellene. I Mostadmark ble også tørket kuvom med honning brukt som åte.

På grunn av dårlig fangstresultat ble det i juni 1990 tatt i bruk softcatch-feller av typen Coyote (no 8). Disse viste seg effektive når de ble korrekt satt opp.

Fangede dyr ble bedøvet ved intramuskulær injeksjon av ketamin hydroklorid (ketalar) (jf Hunt 1976, Macintosh et al. 1976, Cheeseman & Mallinson 1980) ved hjelp av blåserør og trykkbasert injeksjonspil. Etter innsovning ble dyrene overført til en transportkasse og (eller fella med dyret), fraktet til Strinda små-

dyrklinikk hvor veterinær opererte inn (implanterte) en radiosender (jf Fowler & Racey 1988 for detaljert metodebeskrivelse) og trakk en fortann (I_3) (jf Ahnlund 1976) for aldersbestemmelse. Vekt og biometriske mål ble tatt etter standard prosedyre og skjema. Et unikt identitetsnummer ble tatovert på innsiden av dyrenes høyre lår. Etter operasjonen ble dyret gitt en antibiotikasprøyte og fraktet tilbake til fangststedet, og sluppet, vanligvis ved en hi-inngang. Dyrene ble først forlatt etter at de hadde tatt seg inn i hiet ved egen hjelp.

De implanterte senderne var av typen Telonics IMP/400/L og de to senderne med temperatursensorer var av typen Telonics IMB/400/L 54. Senderne veide ca 90 g (dvs maksimalt 2 % av kroppsvekt i forhold til de minste dyrene som ble fanget), var sylindriske med diameter 33 mm og lengde 97 mm, og hadde et ytre voksbelegg. De hadde en unik senderfrekvens på 142 MHz-båndet, en levetid på 12-20 måneder og en signal-rekkevidde i åpent terreng på ca 2 km.

Det ble benyttet tre typer radiomottakere under feltarbeidet; fra Telonics TS-1 Scanner/Programmer og TR-2 mottaker. Fra Televilt ble en RX-81 VHF mottaker benyttet, og antennene var av type Telonics RA-5A (bilantenne) og RA-2AK (håndantenne) og Televilt H-2 (håndantenne). I tilknytning til kroppstemperaturmålinger på to dyr ble signalene fra radiomottakerne overført til en digital dataprosessor (Telonics TDP-2) slik at interpolssignalene kunne avleses (i millisek.).

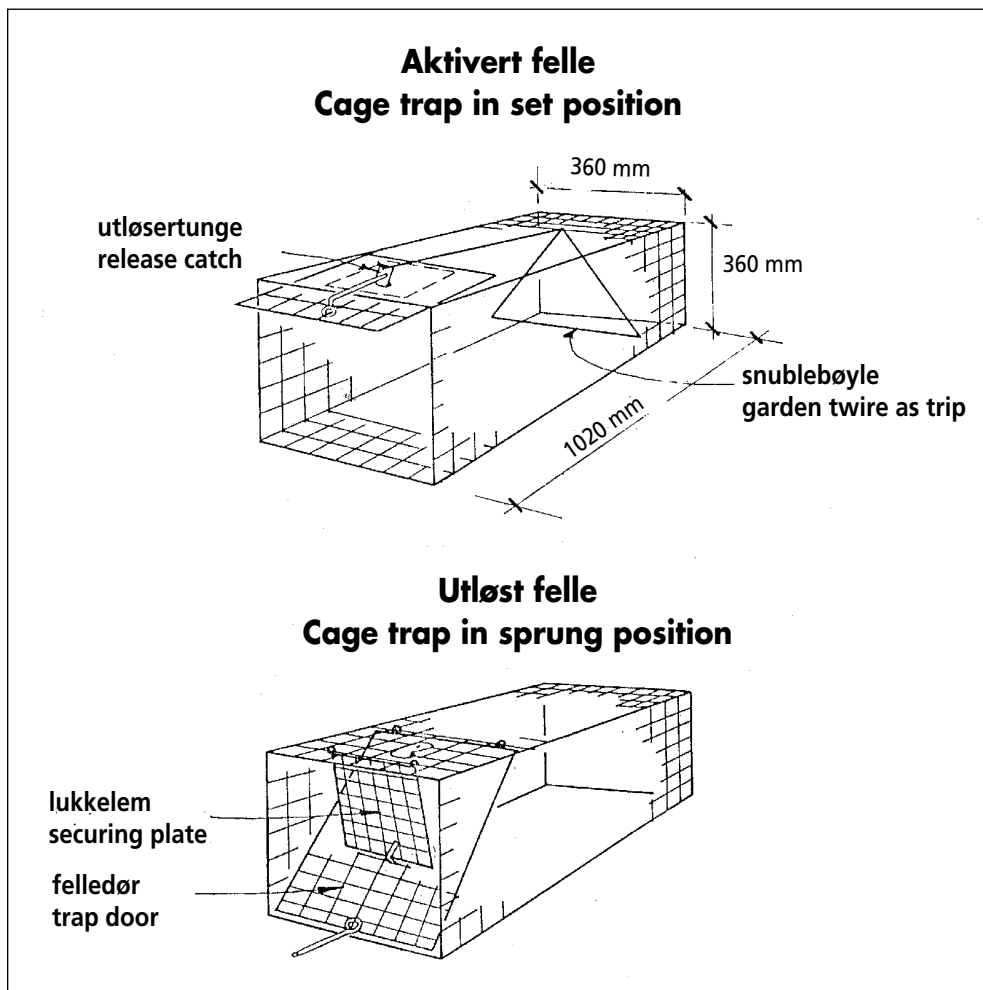


Figure 4
Burfelletype for grevling.- Cage trap for badger (after Harris et al. 1990b).

Tabell 3 gir oversikt over dyr implantert med radiosendere i undersøkelsesperioden.

Tabell 3. Fangstdata for grevling fanget og radioinstrumentert i Trondheim og Malvik i perioden 1989-1993. T=Trondheim, M=Mostadmark. - Data on the badgers captured and implanted with a radio transmitter in Trondheim and Malvik in 1989-1993.

Individ nr	Navn	Kjønn	Alder	Vekt	Fangst-dato	Dødsdato/ siste kontakt	Fangststed hitype	Sender-frekvens	Anmerking
Badger no	«Name»	Sex	Age at capture (yrs)	Weight (g)	Capture date				
1001	Claudia	♀	2	8600	11/07/89	29/07/90	T/bygning	142.160	Ihjelkjørt av bil
1002	Alexis	♀	-	8500	18/04/89	23/08/91	T/bygning	142.260	Peiling avsluttet
1011	Dex	♂	-	8700	30/08/89	02/09/89	T/bygning	142.360	Siste kontakt
1003	Gurius	♂	4	14500	27/10/89	03/05/91	T/naturlig	142.020	Siste kontakt 02/11/90; ihjelkjørt
1012	Melissa	♀	-	13900	03/11/89	27/02/90	T/bygning	142.060	Siste kontakt
1013	Fallon	♀	1	8500	02/05/90	01/06/90	T/naturlig	142.110	Funnet død, trolig påkjørt av bil
1004	Sofia	♀	2	9200	17/07/90	23/09/91	T/naturlig	142.120	Siste kontakt
1005	Rambo	♂	3	10900	20/07/90	25/09/90	T/naturlig	142.140	Ihjelkjørt av bil
1014	Maria	♀	1	7300	03/04/91	11/04/91	T/naturlig	142.150	Ihjelkjørt av bil
1015	Marilyn	♀	2	7500	12/05/91	19/10/92	T/naturlig	142.220	Slått ihjel
1006	Sofus	♂	3	9300	03/04/91	18/11/91	T/*	142.170	Peiling avsluttet
1007	Karoline	♀	2	6300	09/04/91	18/11/91	T/*	142.180	Peiling avsluttet
1008	Gurine	♀	2	8500	09/04/91	18/11/91	T/naturlig	142.190	Peiling avsluttet
1009	Josef	♂	2	9000	10/04/91	08/10/91	T/naturlig	142.200	Funnet død, trolig påkjørt av bil
1010	Magdalena	♀	1	6500	19/04/91	02/07/92	T/naturlig	142.210	Peiling avsluttet 18/11/91; ihjelkjørt
2301	Kristina	♀	3	5500	07/04/92		M/bygning	142.230	Fanget første gang
1401		♀	2	5200	21/03/93		M/bygning	142.140	
1502		♂	4	6700	30/03/93		M/naturlig	142.150	
2001		♀	3	5800	07/04/93		M/bygning	142.200	Lakterende
1101		♀	2	5200	24/04/93	01/06/93	M/naturlig	142.110	Avlivet
1601		♀	4	6400	26/04/93	30/05/93	M/naturlig	142.160	Lakterende, funnet død v/hi
1102		♂	2	5800	01/06/93		M/naturlig	142.110	Fikk sender etter 1101
2102		♂	4	7500	05/06/93		M/naturlig	142.210	
2301		♀	4	5700	22/06/93		M/bygning		Gjenfangst, bytte av sender
0312		♂	2	10600	04/08/93		M/bygning	142.031	
2601		♀	9	9900	04/08/93		M/bygning	142.160	Mulig lakterende
0112		♂	0	7200	04/08/93		M/bygning	142.011	

* Fanget mellom to naturlige hi ved hjelp av «trafikkfelle»

4.2 Datainnsamling

4.2.1 Næringsanalyser og tilgjengelighet av næring

I Mostadmark ble ekskrementer samlet inn fra "grevlingdasser" like i nærheten av hi, som radiomerkede grevlinger brukte, i to perioder (vår og høst). Det ble tatt prøver fra så mange hi som mulig (n=18), innenfor alle territoriene, for å få et representativt bilde av næringsvalget. Ved innsamling ble ekskrementene lagt i plastpose og merket med funnsted og dato. De ble deretter nedfrosset ved -18 °C for å stanse nedbrytningsprosessen. Bare ekskrementer som virket ferske ble tatt med for diettanalyse. Vår-ekskrementer ble samlet inn fram til midten av juli, før forventet diettskifte til bær skjedde. Da ble alle registrerte hi igjen besøkt, og "dassene" ble tømt, for å unngå sammenblanding av ekskrementer mellom de to periodene. Høst-ekskrementer ble samlet i perioden fra "dassene" ble tømt og frem til midten av oktober.

Analysematerialet besto av 35 ekskrementer fra vår og 30 fra høst.

Også i Trondheim ble ekskrementer innsamlet. Dette materialet er imidlertid ikke bearbeidet.

Ekskrementanalysen ble utført etter samme prinsipp som beskrevet av Kruuk og Parish (1981). På laboratoriet ble ekskrementene tint opp og deretter løst i 500 ml vann. Løsningen ble silt gjennom en metall-sil (1.25 mm). Vann og partikler som passerte gjennom silen ble samlet opp i et glass. Dette fikk stå i ca ti minutter å sedimentere. Så ble tre prøver på 1.5 ml tatt opp fra bunnen av glasset ved bruk av en sprøyte med gummislange.

Prøvene ble tømt over i hver sin petriskål og satt under et 40 x lysmikroskop. Antall kitinbørster fra meitemark ble talt opp innenfor ti ruter på 1 cm², dvs 30 ruter pr ekskrement. Gjennomsnittet for disse 30 rutene ble ekskrementets kitinbørste-indeks.

Meitemark tilhører familien fåbørstemark (*Oligochaeta*). Alle fåbørstemark har kitinbørster i kroppsveggen som er tungt nedbrytbare. For eksempel har *Lumbricus terrestris* omkring 1000 slike kitinbørster (Kruuk 1989). Meitemark har også en muskelmager (Bradbury 1977) som etter en tid brytes ned i ekskrementet. Ved skylling ble muskelmagene igjen i metallsilen og kunne telles. For de prøvene hvor nedbrytningen av muskelmagene ikke hadde startet, kunne en korrelasjon mellom antall muskelmager og kitinbørste-indeksen beregnes. En lineær linje best tilpasset disse data ble brukt til å estimere antallet meitemark i de prøvene hvor muskelmagene var nedbrutt (Kruuk & Parish 1981). Linjen, beregnet ut fra prøver hvor muskelmagene ikke var nedbrutt i de innsamlede ekskrementene, ga følgende sammenheng mellom muskelmager (*y*) og kitinbørste-indeks (*x*): $y = 4.05x + 4.00$ ($r=0.73$, $P<0.001$, $n=30$).

Materialet som var igjen i silen ble skylt under rennende vann til vannet var klart for å lette identifisering av ulike næringsemner. Restene ble tømt over i en hvit plastbakk med vann. Her ble fragmenter etter næringsemner identifisert og opptalt ved hjelp av bestemmelseslitteratur og referansemateriale. For de næringsemnene det lot seg gjøre, ble antallet i prøven registrert. For å estimere hvor mye disse utgjorde av den inntatte næringen ble det beregnet en snittvekt for hvert enkelt næringsemne. For å beregne en mest mulig riktig vekt for meitemark ble det tatt 75 meitemarker fra magesekkene til to ihjellkjørte grevlinger fra studieområdet. Snittvekten av disse ble antatt å være det beste estimatet av meitemark som grevlingen spiste i studieområdet, og ble derfor brukt til å estimere betydningen av meitemark i dietten. For næringsemner som ikke lot seg telle, f eks husholdningsavfall, ble vektprosent estimert ved bruk av pinpoint-metoden (Chamrad & Box 1964, Johnson & Hansen 1977) og subjektiv bedømmelse. For å angi betydningen av de ulike næringsemnene i den totale dietten ble en standard rapporteringsprosedyre, foreslått av Korschgen (1980), benyttet.

For å estimere tilgjengeligheten av meitemark i de ulike biotopene, ble det tatt 36 jordprøver fra hver av biotopene (jf **tabell 2**). Et nord-syd orientert rutenett på 10 x 20 meter ble lagt ut på et tilfeldig valgt sted innen biotopen. Her ble det tatt jordprøver med 10 meters mellomrom, dvs seks prøver pr rutenett. Det ble lagt ut seks slike rutenett innen hver biotop (totalt 36 prøver). Estimering av meitemarkmengde i jordprøvene ble gjort ved håndsortering, fordi denne metoden gir et bedre estimat på den totale meitemarkmengden i jorden enn kjemiske metoder (Edwards & Lofty 1977). En stållamme på 20 x 20 x 20 cm ble trampet ned i jorden for å ta opp jordprøvene. Jorden ble overført til en hvit isoporkasse hvor den ble gjennomgått for hånd. Alt animalsk, vurdert som potensiell grevlingføde, ble samlet og lagt på 4 % formalinløsning. På laboratoriet ble antall og vekt av de ulike næringsemnene i prøvene registrert.

For å finne ut om husdyrgjødsel økte biomassen og forutsigbarheten av meitemark, ble det tatt 18 jordprøver med en kuru (storfe-gjødsel) innenfor stållammen. Disse prøvene ble tatt

innenfor biotopen "beitemark". Benyttet metode var ellers som for de andre håndsorterte prøvene.

Den store meitemarkarten *L. terrestris* kan ha tunneller som strekker seg fra overflaten og ned til over én meters dyp hvis jordsmonnet tillater (f eks Lee 1985). Dette kan medføre at håndsorteringsmetoden som ble brukt for å estimere total meitemarkmengde, gir et feilestimat av mengden *L. terrestris* i biotopene. For å se om dette var tilfellet ble det tatt 20 prøver innenfor biotopene, både i Trondheim og Mostadmark, ved bruk av formalineksstraksjonmetoden (Raw 1959, Satchell 1967). Denne metoden er den mest effektive for å estimere mengden av tunnellevende meitemarkarter (Edwards & Lofty 1977). Formalinprøvene ble tatt med 9 liter 0.55 % formalinløsning innenfor 0.25 m² ruter. Alle prøvene ble tatt i løpet av en tre ukers periode, noe som også muliggjør sammenligning av biotopenes meitemarkmengde i de to studieområdene.

4.2.2 Aktivitetsområde og habitatpreferanse

Trondheim. I løpet av studieperioden ble 15 grevlinger (10 hunner og 5 hanner) fanget og utstyrt med radiosendere (**tabell 3**). Fem av disse er utelatt fra aktivitetsområde- og biotoputnyttelsesanalyse pga manglende eller utilstrekkelig datagrunnlag: en hann (1011) forsvant etter tre dager, mens en hunn (1014) ble ihjellkjørt etter åtte dager. En annen hunn (1013) ble funnet død i et hi etter ca en måned, trolig pga skader etter påkjørsel av bil. En hunn (1012) ble bare avlest for kroppstemperatur, mens en partiell-albino hunn (1015) var utenfor studieområdet. Datagrunnlaget for aktivitetsområde- og biotoputnyttelsesanalysen består derfor av 10 dyr (6 hunner og 4 hanner).

Mostadmark. I løpet av studieperioden ble 11 grevlinger fanget og utstyrt med radiosendere (6 hunner og 5 hanner). Fangstdata for disse dyrene er gitt i **tabell 3**. To av grevlinghunnene døde i løpet av studieperioden slik at det foreligger en begrenset datamengde på disse. En ung hunn (1101) ble funnet sterkt skadet og avmagret under en steinhelle etter at den ikke hadde vært i aktivitet på over ett døgn. Dyret ble tatt med til veterinær og avlivet på grunn av store skader og betennelse i hode og halsregionen. Skadene skyldtes trolig slåssing med artsfrender. En gammel hunn (1601) ble funnet død utenfor et hi, uten at noen dødsårsak kunne påvises.

Radiotelemetri. Grevlingene ble lokalisert ved bruk av et mobilt og bærbart peilesystem som muliggjorde raske søk over store avstander. Studieområdene har et godt utbygd veisystem, som ga mulighet for full dekning av hele området ved mobil avspøkning. Nøyaktig posisjonen til dyrene ble funnet ved krysspeilinger (Trondheim 93.3 %, Mostadmark 89.8 %) eller synsobservasjoner (hhv 6.7 % og 10.2 %). Plottene ble tatt ved retningsbestemmelse fra to eller flere punkter, fra vei eller til fots i terrenget, med det bærbare systemet og et peilekompass (Silva, Ranger, Type 15). Retningene ble overført til et kart (1:20 000) for å finne skjæringspunktet i krysspeilingene. UTM-koordinater og andre opplysninger om plottet ble notert på et standard peileskjema i felt.

Det ble etterstrebet å få stor nøyaktighet i peilingene, da dette ville ha betydning for pålitelighet og bruksmulighet til de inn-

samlede data ved senere analyser (White & Garrott 1986, Schmutz & White 1990). Det ble søkt å oppnå gode signaler og tilnærmet 90° i krysspeilingene, samt minimalisering av tidsintervallet og peileavstanden innen en peiling. Peileavstanden ble hele tiden vurdert opp mot faren for å forstyrre dyrene, slik at de ikke skulle få en atypisk atferd som kunne påvirke resultatene.

Grevlingene ble peilet ved tilfeldige tidspunkter i den aktive perioden av døgnsyklusen. Diskontinuerlige peilinger ble foretrukket fremfor kontinuerlige på grunn av deres anvendbarhet i aktivitetsområde- og biotoputnyttelsesanalyser (Harris et al. 1990a). Denne metoden gjør at flere dyr kan følges samtidig i et gitt tidsrom. Ettersom det er antall individer (ikke antall plott) som ansees som sample-størrelsen i biotoputnyttelsesanalyser på populasjonsnivå, er dette å foretrekke (Kenward 1992). Det ble etterstrebet å oppnå minimum ett plott pr dyr pr natt; det normale var fra to til fire. Peilingene ble foretatt i tidsrommet mellom kl 1800 og 0700. Ettersom dyrene ofte ikke ble aktive før senere på kvelden, og gikk til ro tidligere på morgenen, er hovedandelen av aktivitetsplottene mellom kl 2200 og 0500 (Trondheim 96.9 %, Mostadmark 92.7 %). Aktivitetsplott ble definert uavhengige når det var minst én time mellom to påfølgende plott.

Aktivitetsområde. Aktivitetsdata ble samlet i to perioder; den første om vår/forsommer, den andre om ettersommer/høst. Data for vår/forsommer er samlet fra 1 april til 10 juli, mens data for ettersommer/høst er fra 20 juli til 2 oktober. Oppdelingen i to peileperioder ble gjort på bakgrunn av et forventet diettskifte (Skoog 1970), med påfølgende atferdsendring (E. Lindström pers. medd.), når korn og bær ble modne. Blåbær *Vaccinium myrtillus* var tidligst moden, omkring 20 juli. Som estimat på individets aktivitetsområde ble minimum konvekspolygon (MCP) benyttet (95 % RAC, Kenward 1987, 1990). MCP ble brukt i analysen på bakgrunn av den vide utbredelsen metoden har (Wray et al. 1992). (Se også avsnitt 4.3.). Det ble undersøkt hvordan arealet, antallet patcher, størrelsen på patcher og spredningen på patcher av biotopen med mest meitemark, påvirket størrelsen av aktivitetsområdene ved bruk av lineær regresjon.

Biotoputnyttelse. Av de åtte biotopene i Mostadmark (**tabell 2**) ble to biotoper utelatt fra biotopanalysen. "Vann" fordi biotopen ble vurdert til ikke å inneholde potensiell grevlingføde, samt at den ble ansett som ikke reelt tilgjengelig for utnyttelse. "Annet" ble utelatt fordi biotopen bare var tilgjengelig for et fåtall av de undersøkte dyrene, noe som gjør en biotoputnyttelsesanalyse vanskelig på populasjonsnivå (Aebischer et al. 1993a). I Trondheim ble biotopen «vann» utelatt fra analysen av samme grunn som i Mostadmark.

Et individs bruk av tilgjengelige biotoper kan betraktes som utfallet av et valg som individet står overfor (Johnson 1980). Det første valget individet står overfor er hvor mye av den enkelte biotop aktivitetsområdet skal inneholde. Ved å sammenligne sammensetning av aktivitetsområdet med studieområdet, vil det fremgå om området som benyttes er tilfeldig anlagt eller om det eksisterer en preferanse ("habitatseleksjon"). Det andre valget individet står overfor er hvor mye den enkelte biotop innenfor aktivitetsområdet skal brukes. Mye bruk av enkelte biotoper i forhold til deres tilgjengelighet i aktivitetsområdet indikerer en preferanse ("biotopseleksjon"). Biotopseleksjonen kan estimeres

ved å se på fordelingen av plott innenfor aktivitetsområdet (Aebischer & Robertsen 1992).

Tidligere metoder benyttet i biotopanalyser (jf Neu et al. 1974, Johnson 1980, Marcum & Loftsgaarden 1980, Heisey 1985) har inneholdt en eller flere statistiske svakheter (for diskusjon av metoder vises til Alldredge & Ratti 1986, 1992, White & Garrott 1990, Aebischer et al. 1993a). Hovedankepunktene mot disse metodene har vært at de ikke tar hensyn til at det er avhengighet mellom biotopene, peilingene fra samme dyr er seriekorrelert uansett hvor lang tid det er mellom dem, og datamateriale fra ulike dyr representerer individuell variasjon (Aebischer et al. 1993b).

En ny metode for analyse av biotopbruk som er fremsatt av Aebischer et al. (1993a, b) benytter seg av "compositional analysis" (Aitchison 1986). Metoden muliggjør nye og mer realistiske analyser omkring individenes utnyttelse av biotopene i forhold til deres tilgjengelighet, og kan påvise forskjeller i biotoputnyttelsen mellom f.eks kjønn og årstider ved bruk av en MANOVA-test. Den takler problemet med avhengighet mellom biotopene og tar hensyn til den individuelle variasjonen (Aebischer et al. 1993a). Metoden har i tillegg den fordel fremfor de tidligere brukte metodene at alle biotoper betraktes samtidig. Dette gjør at det kan testes for avvik fra tilfeldig utnyttelse for alle biotopene samtidig. (Se også avsnitt 4.3.).

4.2.3 Hiregistreringer og hibruk

Registrering av hi-plasser benyttet av grevling ble foretatt fra prosjektets start, gjennom meldinger fra publikum, sporing på snøen om våren og ved dagpeilinger av dyr med radiosender. Et standard dataskjema for klassifisering og registrering av hi ble utarbeidet. Hiklassifiseringen hadde bl.a. som mål å studere hvilke fysiske elementer som er sentrale ved hietablering - både i forhold til naturhi (i f.eks jord/ur), og hi i tilknytning til byggverk. For registrerte naturhi ble det undersøkt om enkelte biotoper ble utnyttet mer eller mindre enn tilgjengeligheten skulle tilsi ved hietablering.

Over en toårsperiode ble elleve grevlinger (sju hunner og fire hanner) i Trondheim lokalisert på dagtid for å kartlegge hibruk; to individer ble fulgt over mer enn et år. De ble gjennomsnittlig registrert 193 dager (range: 55-333). I Mostadmark ble ni grevlinger (fire hunner og fem hanner) peilet på dagtid i perioden april-september. De ble i snitt peilet 39 dager (range: 16-62). Ved dagpeiling gjennom året ble det skaffet data om antall hi den enkelte grevling brukte, hibruksfrekvens, og om flere dyr benyttet samme hi; noe som også ville gi informasjon om sosial organisering.

Beregning av antall hi brukt i løpet av en måned er basert på data med minimum 15 observasjonsdager pr individ. Gjennomsnittlig antall registreringer pr individ pr måned var 27 dager (range: 15-31). For å angi stabiliteten i hibruk ble det samlet data om hvorvidt grevlingen befant seg i det samme hiet som dagen før, eller om den var i et annet hi. Bare dyr med minst 10 registreringer i løpet av en måned ble tatt med i beregningene av stabilitet i hibruk på månedsbasis.

4.2.4 Overvintringsstrategi

I oktober/november 1989 ble sendere implantert i to dyr ("Gurius" og "Melissa" - jf **tabell 3**) for registrering av kroppstemperatur under hiperperioden. Vinteroppholdssteder var henholdsvis i jordhi på Nidarvoll og under golvet på en verkstedbygning ved Norges geologiske undersøkelser (NGU) på Lade. Begge steder ble luft- og hitemperatur kontinuerlig registrert ved hjelp av Grant-skrivere. Termistorer ble plassert så langt inn i jordhiet som mulig (ca 3 m) og tilsvarende for hiet under golvet i verkstedbygningen. Utetemperatur ble målt ca 1/2 m over bakken ved hi-inngangene. Det var imidlertid umulig å avgjøre hvor langt termistorene var fra selve sovekamrene.

De implanterte radiosenderne med temperatursensorer ble før operasjonen kalibrert slik at et bestemt signalintervall (millisek) tilsvarte en kjent temperatur. Signalintervall (og derved dyrenes kroppstemperatur) ble avlest morgen og kveld til hiperperioden ble brutt i februar/mars. En viktig målsettingen ved dette var å undersøke om etablering av vinterkvarter i tilknytning til "hus" ga en energetisk gevinst, og om den fysiologiske reaksjon i form av senket kroppstemperatur var den samme uavhengig av vinteroppholdssted.

4.2.5 Demografi og biometri

Innsamling av data. Gjennom massemedia ble publikum oppfordret til å melde om ihjelkjørte grevlinger og avlivet skadegrevling. Det ble videre innledet samarbeid med politi, viltneimnd og en rekke enkeltpersoner som drev jakt eller hadde et yrke som medførte hyppig bilkjøring. I praksis viste det seg at prosjektleder/ingeniør ofte måtte rykke ut for å hente ihjelkjørte dyr samt avlive skadegrevling.

Innsamlede dyr ble slaktet når antall skrotter gjorde dette rasjonelt. I perioden mai 1989 til oktober 1995 ble prøver tatt fra 193 dyr fra Trøndelagsregionen. Aktuelle organer ble tatt ut og frosset. Reproduksjonsforhold vil bli kartlagt gjennom analyse av kjønnsorganer. Sammen med demografiske data (alders- og kjønnsfordeling) vil dette danne grunnlag for vurdering av populasjonsstruktur. I tilknytning til slaktingen er en rekke biometriske data tatt på bakgrunn av et standard skjema. Liten utvalgsstørrelse har gjort at sesongvariasjon i vekt ble belyst i to-måneders intervaller, mens dødstidspunkt ble gruppert på månedsbasis. Dyrene er i flere analyser blitt gruppert i aldersklasser, hvorav 0-åringer er unger, 1-åringer er ungdyr, og dyr to år eller eldre er voksne. Forskjeller i kroppsvekt mellom to-måneders intervaller ble testet med one way ANOVA, LSD-test (SPSS Inc. 1993a). Dyr som døde av avmagring og sykdom ble ekskludert fra analyser på kroppsvektvariasjon.

Aldersbestemmelse. Aldersbestemmelse skjedde gjennom snitting av tannrøtter for avlesning av vekstsoner. Kraniene ble kokt i vann i tre timer, rensset og lufttørket. Fortann I^{3V} ble trukket og fryse-snittet ifølge en standard prosedyre (Reimers & Nordby 1968, Ahnlund 1976). Tennene ble dekalifisert i 24 timer. Etter rensing ble de delt i 10-20 lengdesnitt, på 30 μ (microns), i en fryse-mikroton (microtome). Før montering ble snittene farget med Mayers haemalun. Fargegraden ble vurdert sub-

jektivt, og snittene ble deretter rensset 2 timer i vann. Snitt som oppviste klare vekstlinjer ble plassert på et objektglass og montert i Paragon monterings-medium for frosne seksjoner. Vekstlinjene ble avlest med mikroskop og skjermbildeapparat.

Demografi. Populasjonsstruktur, basert på alders- og kjønnsfordeling, ble utarbeidet for totalmaterialet og submaterialet for urbane/rurale områder. Liten utvalgsstørrelse har gjort at dyr innsamlet i årene 1989-95 har blitt slått sammen i analysene. Analyse materialet utgjorde totalt 190 dyr.

Ved analyser mellom urbane og rurale områder, ble innsamlede dyr klassifisert i forhold til funnsted. Urbane områder ble definert som Trondheim by med følgende avgrensninger: Trolle i NV, sør- over langs Byåsen og Flatåsen sør til og med Heimdal. Derfra langs E6 nordover, inklusive boligarealene i Sjetnemarka, Stubban, Steinan, til og med Ranheim i NØ. Dette utgjør et areal på ca 67 km². Dyr utenfor Trondheim by ble klassifisert som rurale. Det urbane habitatet preges av høy trafikkintensitet, spesielt nattetid og i de tidlige morgentimer, sammenlignet med rurale områder. Dette ble forventet å slå ut i ulik dødelighet og aldersstruktur mellom de to områdene. I det urbane Trondheim ble en større andel dyr i tillegg innsamlet (fanget i felle) som følge av konflikter med mennesker. Sistnevnte ga mulighet til å teste om aldersstrukturen i materialet var uavhengig av innsamlingsmetodikk.

Sesongmessig variasjon i mortalitet hos grevling antas å reflektere variasjon i aktivitet, og blir ofte forklart med paringsaktivitet og spredningsatferd. Men også økt næringsbehov, spesielt i forbindelse med oppbygning av fettreserver om høsten, kan medføre sesongmessige forskjeller i dødelighet (Davies et al. 1987). Ved analyser av dødelighet gjennom året, ble derfor materialet delt opp i ulike kjønns- og aldersklasser.

Trafikk som mortalitetsfaktor ble analysert ved bruk av data fra de radioinstrumenterte grevlingene i Trondheim studieområde. Overlevelseskurve ble beregnet med Kaplan-Meyer metode (SPSS Inc. 1993b).

Ut fra totalmaterialets kjønns- og aldersstruktur ble en livshistorie-etabell konstruert (Caughley 1977). Vekstraten for populasjonen ble satt lik null, og det ble antatt en stabil aldersfordeling. Materialet ble innsamlet kontinuerlig over flere år, og ble antatt å gi et representativt bilde av bestanden. Antall unger i materialet ga ikke et representativt bilde av deres forekomst. De opptrer først fra begynnelsen av juni, og har da allerede vært igjennom en lengre periode med høy mortalitet. Antall dyr i aldersklasse 0 (unger) ble i tabellen derfor estimert ut fra summering av den aldersspesifikke fekunditeten (se nedenfor) multiplisert med antall individer i hver aldersklasse. Verdiene for antall dyr observert i hver aldersklasse ble utjevnet med en «smooth-funksjon» (SPSS Inc. 1993a). Dyr i aldersklasse 0 ble ikke tatt med ved utregning av de utjevnede verdiene for å unngå underestimering av antall dyr i aldersklasse 0.

Fekunditet (m_x) ble estimert ut fra kullstørrelse multiplisert med andel reproduserende hunner. Da dette ikke var tilgjengelig for Trøndelag ble observert kullstørrelse, og andel reproduserende hunner (i aldersklasser), tatt fra en svensk studie (Ahnlund 1981), da denne populasjonen trolig ligner mest på forholdene i

Trøndelag. Basert på estimater av kullstørrelse under svangerskapet, dvs blastocyststadiet, fant Ahnlund (1981) at 51 % av 1-åringer hadde blastocyster (gjennomsnitt: 1.19), 93 % av 2-åringer (gjennomsnitt: 2.33) og 93 % av 3-åringer og eldre (gjennomsnitt: 2.69). For hunner, tre år og eldre, er dette likt med gjennomsnittlig kullstørrelse på 2.7 i Europa. Denne kullstørrelsen er beregnet ut fra alle publiserte undersøkelser, hvor estimater fra alle tre stadier i reproduksjonssyklusen er slått sammen (Anderson & Trehwella 1985). De tre stadiene hvor kullstørrelse kan beregnes er før implantering (ovuleringsrate), under graviditet (blastocyster/fostre), og observasjoner rett etter fødsel. Sistnevnte har i praksis vist seg å være svært vanskelig å få et mål på fordi ungene er sterkt knyttet til hiet, og viser seg ikke over jorden før det har gått omkring åtte uker etter fødsel.

I livshistorietabellen angir x aldersklassen, f_x antall overlevende ved begynnelsen av aldersklasse x , l_x andelen overlevende ved starten av aldersklasse x , d_x andel av den opprinnelige kohort som dør i løpet av aldersklasse x , og q_x sannsynligheten for å dø fra alder x til alder $x+1$.

For å undersøke om bestanden var stabil eller i ekspansjon, ble netto reproduksjonsrate, R_0 (Caughley 1977) beregnet, hvor:

$$R_0 = \sum l_x m_x$$

- her står (l_x) for overlevende pr født individ. Gjennomsnittlig generasjonstid (T) ble beregnet etter likningen (Caughley 1977):

$$T = \frac{\sum l_x m_x x}{\sum l_x m_x}$$

- her er (x) alder i antall år.

4.2.6 Utbredelsesstatus og spredningsmønster

For å oppdatere bildet av grevlingens utbredelse, samt kartlegge eventuelle konflikter på landsbasis, ble det i 1992 sendt spørreskjema til alle viltnevnene i landet (Bevanger 1993), og stilt følgende spørsmål: (i) Er grevling observert i kommunen? (opplysninger mangler, ingen forekomst, sporadisk forekomst, stadig forekomst, forekomst og formering). (ii) Angi så nøyaktig som mulig tidspunkt for når grevling første gang ble observert i kommunen (besvares av kommuner i "nye" utbredelsesområder - dvs Vest-, Midt- og Nord-Norge). (iii) Har grevlingbestanden etter viltnevneds mening i løpet av de ca 10 siste år økt, vært stabil eller minket? (iv) Er det funnet ihjelkjørt grevling i kommunen? (ja, nei). Undersøkelsen var også et ledd i en større undersøkelse for å kartlegge utbredelsen for hele den skandinaviske halvøya (Bevanger & Lindström 1995).

4.2.7 Konfliktkartlegging

Trondheim kommunes innbyggere ble i februar og mars 1989 oppfordret gjennom massemedia til å melde inn opplysninger om grevling. I juni 1989 ble 10 623 postkort med tilsvarende oppfordring sendt til beboere i "utkantene" av byen ("leiligheter i

villaer og småhus"), i alt 17 poststeder (jf Bevanger 1990b). Dette resulterte i 580 tilbakemeldinger, fordelt på ca 300 kort og ca 250 telefonhenvendelser. Andre opplysninger ble meddelt gjennom brev og personlige oppmøter. Nærmere 100 personer ble oppsøkt for nærmere opplysninger eller besiktigelse av spor-tegn/hiplass i Trondheim. Flere henvendelser fra viltforvaltere, viltnevnedsmedlemmer og enkeltpersoner i Sør-Norge angående "grevlingproblemer", ble dessuten mottatt. I tilknytning til den landsomfattende spørreundersøkelsen i 1992 til viltnevnene ble også følgende spørsmål stilt (jf Bevanger 1993): (i) Mottar viltnevneda henvendelser fra folk som føler seg plaget av grevling? (ja eller nei). (ii) Hva klager folk mest over?

4.3 Bruk av GIS, «Ranges IV» og statistikk

Med basis i modifiserte økonomiske kartverk (1:5 000) ble det laget digitaliserte biotopkart over begge studieområdene (**figur 2 og 3**), ved bruk av et geografisk informasjonssystem (GIS). Programvaren som ble benyttet var PC ArcInfo 3.4d (ESRI 1990).

Fra et digitaliseringsbord ble det modifiserte økonomiske kartverket vektor-digitalisert for å få et tematisk polygonkart med bakgrunn i biotopinndelingen som var foretatt av studieområdet («polygon-folie») (Burrough 1986, ESRI 1990, Bernhardsen 1992). I et slikt digitalisert kart deler polygonene habitatet inn i «biologiske enheter» som bl a muliggjør nye og mer realistiske analyser omkring patch-teori (Haslett 1990). Egenskapsdata, slik som f eks biotoptype, ble tillagt hvert enkelt polygon under digitaliseringsprosessen, mens areal- og perimeterdata (omkrets) ble beregnet av programvaren.

Ranges IV-programvare ble brukt til å beregne 95 % MCP som et estimat for størrelsen på aktivitetsområdene som den enkelte grevling brukte vår og høst. Denne metoden fjerner 5 % av de mest perifere plottene, med utgangspunkt i det aritmetriske midtpunkt for alle plottene, og beregner deretter aktivitetsområdet (Kenward 1987, 1990). Kart-koordinatene for yttergrensen av aktivitetsområdet, funnet i Ranges IV, ble overført til ArcInfo via en tekstfil. Der ble området som representerte aktivitetsområdet «klippet» ut av biotopkartet, slik at arealer og antall patcher av de ulike biototypene innenfor aktivitetsområdet ble beregnet. Disse beregningene skjedde ved å importere ArcInfo PAT.DBF-filer inn i statistikkprogramvaren SPSS for Windows, Release 6.0 (SPSS Inc. 1993a, b).

Peilepunktene for det enkelte individ ble konvertert fra en tekstfil, til ArcInfo, slik at det ble dannet en punkt-folie som representerte stedene individet var registrert (ESRI 1990). Ved hjelp av programvaren ble egenskapsdata fra biotopkartet overført til punkt-folien slik at fordeling av plott i ulike biototyper kunne beregnes. Disse beregningene skjedde ved å importere ArcInfo PAT.DBF-filer inn i statistikkprogramvaren SPSS for Windows, Release 6.0 (SPSS Inc. 1993a, b).

For å finne eventuelle forskjeller i næringstilgang mellom de ulike biotopene ble Kruskal Wallis-test benyttet, mens Mann Whitney U-test ble brukt for å påpeke eventuelle forskjeller. Forskjeller i frekvens av ulike næringsemner i dietten mellom vår

og høst ble testet ved bruk av G-test, mens forskjeller i inntatt biomasse ble testet med Mann Whitney U-test.

Habitatpreferanse ble testet ved bruk av «compositional analysis» (se også avsnitt 4.2.2) hvor det ble beregnet log-transformerte andelsrater av de ulike biotopene, både for tilgjengelighet (f eks studieområdet) og utnyttelse (f eks aktivitetsområder). Wilk's lambda (Λ), som beregnes i en MANOVA-test, ble brukt som teststatistikk for å påvise avvik fra tilfeldig bruk. Wilk's-verdien settes inn i utregningen:

$$-N \ln \Lambda,$$

hvor N er antall individer. Resultatet sammenlignes med en χ^2 -verdi som har antall frihetsgrader lik antallet biotoper minus én. Signifikante forskjeller i preferanse mellom ulike biotoper ble påvist med en t-test (Aebischer et al. 1993a, b).

Statistiske beregninger ble gjort i programvaren SPSS for Windows, Release 6.0 (SPSS Inc. 1993a, b). Tester ble korrigert for like verdier og er tohalet hvis ikke annet er angitt.

5 Resultater

5.1 Trondheim

5.1.1 Tilgjengelighet av næring

Det var signifikante forskjeller i biomasse meitemark mellom de undersøkte biotopene ($H=34.07$, $df=2$, $P<0.001$) (**tabell 4**). Skog inneholdt mer meitemark enn både park/plen og jordbruksarealer (z 's all > 4.67 , P 's all <0.001). Park og plen inneholdt mer meitemark enn jordbruksarealer som var den lavest rangerte biotopen ($z=2.03$, $P<0.05$).

5.1.2 Aktivitetsområde

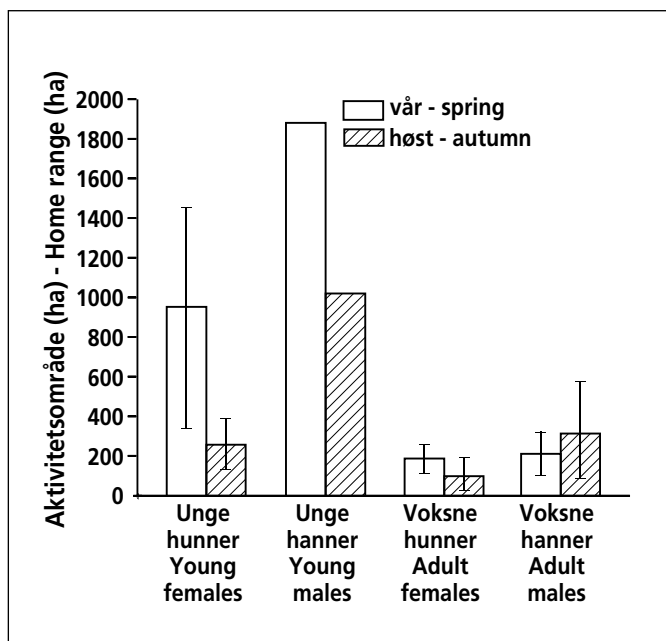
Størrelsen på aktivitetsområdene hos grevling i Trondheim viste stor variasjon (**tabell 5, figur 5**). Det største aktivitetsområdet (1881.5 ha) var 72 ganger større enn det minste (26 ha). Unge grevlinger hadde større aktivitetsområder enn voksne grevlinger

Tabell 4. Total biomasse byttedyr og andel meitemark i ulike biotoper, funnet ved formalin-ekstraksjonsmetoden, i et urbant-suburbant område i Trondheim kommune. - Total biomass of prey and proportion of earthworms in various biotopes in an urban-suburban area in Trondheim, determined by using formaline extraction.

	Total biomasse g/m ² ± SE	% meitemark av total biomasse	n
	Total biomass g/m ² ± SE	% earth worms of total biomass	n
Skog - Woodland	198.9 ± 9.3	100	20
Park og plen Parks and lawns	80.6 ± 13.0	100	20
Jordbruksarealer Farmed areas	50.6 ± 11.7	100	20

Tabell 5. Størrelsen på aktivitetsområder hos grevling i Trondheim. Juv.: 2 år, Ad.: > 2 år. * data mangler. - Home range size in Trondheim. Juv.: 2 yrs, Ad.: > 2 yrs. * data lacking.

Individ Badger no	Alder Age	Kjønn Sex	År Year	Aktivitetsområde (ha)		
				Home range (ha)		
				Vår Spring	Høst Autumn	Endring (ha) Change (ha)
1004	Juv.	♀	1990	*	155.6	*
1007	Juv.	♀	1991	1065.0	131.3	-933.7
1008	Juv.	♀	1991	340.2	353.1	12.9
1009	Juv.	♂	1991	1881.5	1020.7	-860.8
1010	Juv.	♀	1991	1453.1	390.3	-1062.6
1001	Ad.	♀	1990	260.6	190.4	-70.2
1002	Ad.	♀	1990	*	26.0	*
1003	Ad.	♂	1990	321.0	276.8	-44.2
1004	Ad.	♀	1991	114.2	80.1	-34.1
1005	Ad.	♂	1990	*	576.0	*
1006	Ad.	♀	1991	101.1	87.8	-13.3
Snitt - Mean				692.1	298.9	

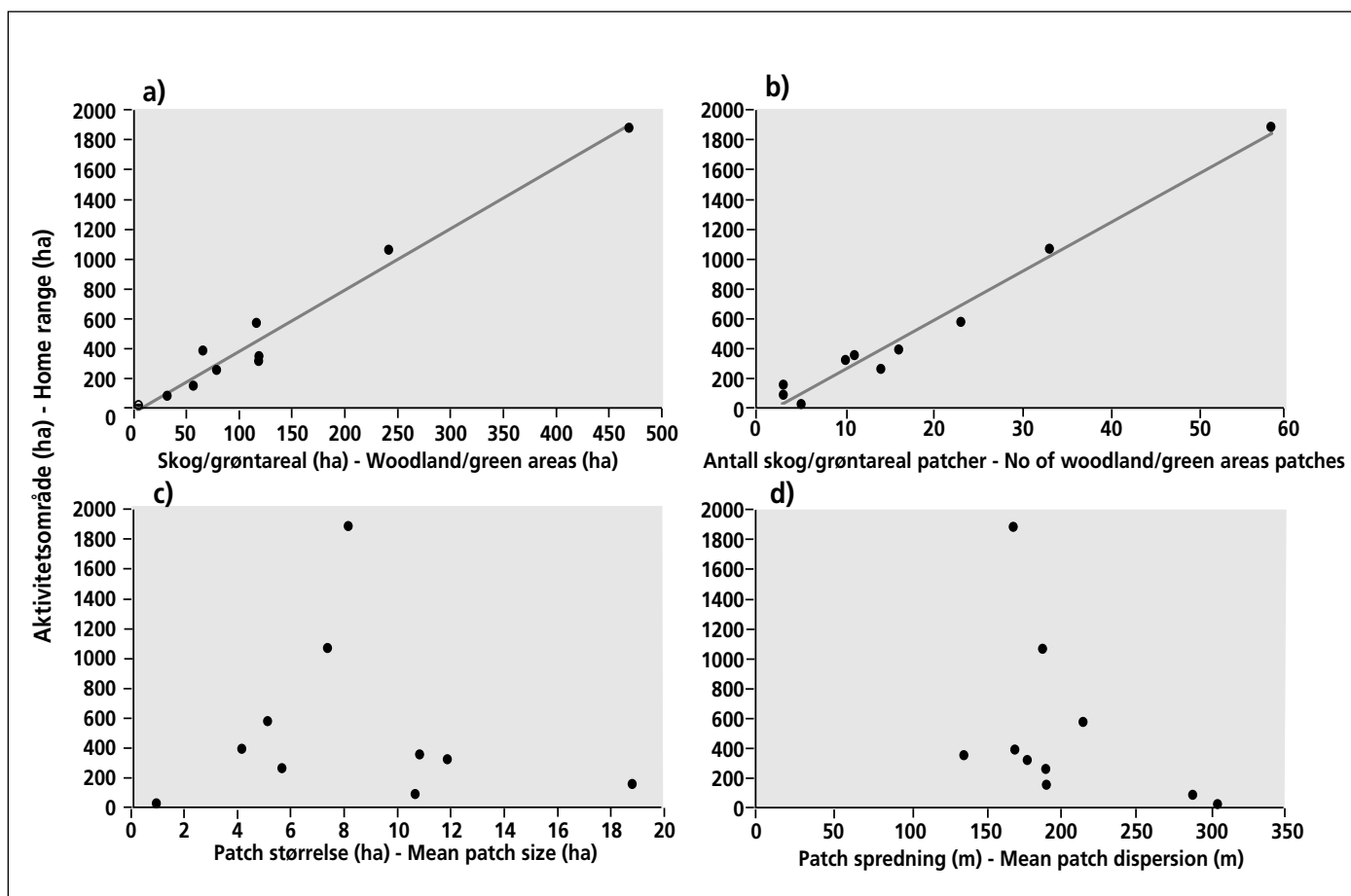


om våren ($z=2.31$, $P=0.02$, $n=8$). En generell trend for grevlingene som ble fulgt både vår og høst, var at aktivitetsområdene avtok i størrelse fra vår til høst ($t = -3.24$, $df=7$, $P=0.01$).

Når aktivitetsområdene økte i størrelse, økte antall hektar skog/grøntareal innenfor aktivitetsområdet ($r=0.99$, $P<0.001$, $n=10$). Det var også en positiv sammenheng mellom størrelsen på aktivitetsområdet og antall skog/grøntareal-patcher ($r=0.99$, $P=0.001$, $n=10$). Men det var ingen sammenheng mellom aktivitetsområdets størrelse og gjennomsnittlig størrelse på skog/grøntareal-patcher ($r=-0.08$, $P=0.83$, $n=10$), eller spredning av skog/grøntareal-patcher ($r=-0.42$, $P=0.23$, $n=10$) (**figur 6**).

Figur 5

Gjennomsnittsstørrelse på aktivitetsområder hos grevling i Trondheim. $\perp$ = minste registrerte aktivitetsområde, T = største registrerte aktivitetsområde. - Average home range size in Trondheim. $\perp$ = smallest activity area registered, T = largest activity area registered.



Figur 6

Sammenheng mellom størrelse av aktivitetsområder hos grevling i Trondheim og a) skog/grøntareal ($r=0.99$, $P<0.001$), b) antall skog/grøntareal-patcher ($r=0.99$, $P=0.001$), c) gjennomsnittlig størrelse på skog/grøntareal-patcher ($r=-0.08$, $P=0.83$) og d) spredning av skog/grøntareal-patcher innenfor aktivitetsområdet ($r=-0.42$, $P=0.23$). - Relationship between home range size in Trondheim and a) the extent of woodland and green areas ($r = 0.99$, $P < 0.001$), b) number of patches of woodland and green area ($r=0.99$, $P=0.001$), c) average size of patches of woodland and green area ($r=0.08$, $P=0.83$), and d) distribution of patches of woodland and green areas within home ranges ($r=-0.42$, $P=0.23$).

5.1.3 Habitatpreferanse

Når biotopsammensetningen av aktivitetsområdene ble sammenlignet med sammensetningen av studieområdet, var det ingen forskjeller mellom vår og høst ($\Lambda=0.572$, $P=0.31$, $n=10$). Aktivitetsområdene hos grevlinger i Trondheim var ikke tilfeldig anlagt ($\chi^2=14.84$, $df=3$, $P<0.01$). En rangering etter synkende utnyttelse ga:

Skog/grøntarealer > Villabebyggelser > Jordbruksarealer > Urban ørken,

men det var ikke signifikante forskjeller mellom biotopene (t's all <2.25, $df=9$, P's all >0.05).

Sammenligning av radiotelemetri-plottene, i forhold til aktivitetsområdene, viste ingen forskjell i utnyttelse av ulike biotoper mellom de to sesongene ($\Lambda=0.802$, $P=0.70$, $n=10$). Utnyttelsen av de ulike biotopene innenfor aktivitetsområdet var ikke tilfeldig ($\chi^2=16.84$, $df=3$, $P<0.005$). En rangering etter synkende utnyttelse ga:

Skog/grøntarealer >>> Villabebyggelser > Urban ørken > Jordbruksarealer,

hvor biotopen skog/grøntarealer ble mer brukt enn de andre biotopene (t's all >2.31, $df=9$, P's all <0.05).

5.1.4 Hibruk

Gjennom tilbakemeldinger fra Trondheims innbyggere, samt dagpeiling av dyr utstyrt med radiosendere, ble det i løpet av studieperioden 1989-1991 registrert 62 hi brukt av grevling i Trondheimsregionen. Av disse var 21 naturlige hi, 47 hi i tilknytning til byggverk og et av ukjent type (beliggende på et inngjerdet område uten tilgjengelighet). 52 av disse hiene var innenfor studieområdet i Trondheim (1.33 hi pr. km²), av disse var 11 (21 %) naturlige hi, 40 (77 %) i tilknytning til byggverk og ett ukjent. Av de 11 naturlige hiene ble 8 funnet i biotopen skog/grøntareal, 2 i villabebyggelse og ett i urban ørken.

Naturlige hi var ikke anlagt ut fra biototypers tilgjengelighet ($G=4.42$, $df=1$, $P<0.05$, **tabell 6**). Det var en preferanse for skog/grøntarealer ved etablering av naturlige hi.

Av de 52 hiene i studieområdet ble 49 (1.25 hi pr. km²) brukt av radiomerkede grevlinger i løpet av studieperioden; 11 naturlige hi, 37 hi i tilknytning til byggverk, og ett ukjent.

De merkede grevlingene brukte i snitt 9 ulike hi i løpet av studieperioden (range: 2-14). Antall hi som ble brukt i løpet av én måned varierte gjennom året ($H=33.72$, $df=10$, $P<0.001$, **figur 7**) med flest hi brukt i sommermånedene. I vintermånedene brukte de hovedsakelig ett hi. Det var ingen forskjell mellom unge og voksne grevlinger i antall hi brukt den enkelte måned i perioden mai-oktober (z's all < 1.90, P's all > 0.06).

Radiomerkede grevlinger i Trondheim viste stor sesongmessig variasjon på stabilitet i hibruk (**figur 8**). I perioden november-februar ble de hovedsakelig funnet i det samme hiet som dagen før, mens de om våren og sommeren var langt mer ustabile i hibruken. Dette hyppige skifte av hi toppet seg i juli, hvorefter stabiliteten igjen økte etterhvert som vinteren nærmet seg. I perioden juli-september var voksne grevlinger mer stabil i hibruken enn unge grevlinger (G's all >4.89, $df=1$, P's all <0.03).

5.1.5 Overvintringsstrategi

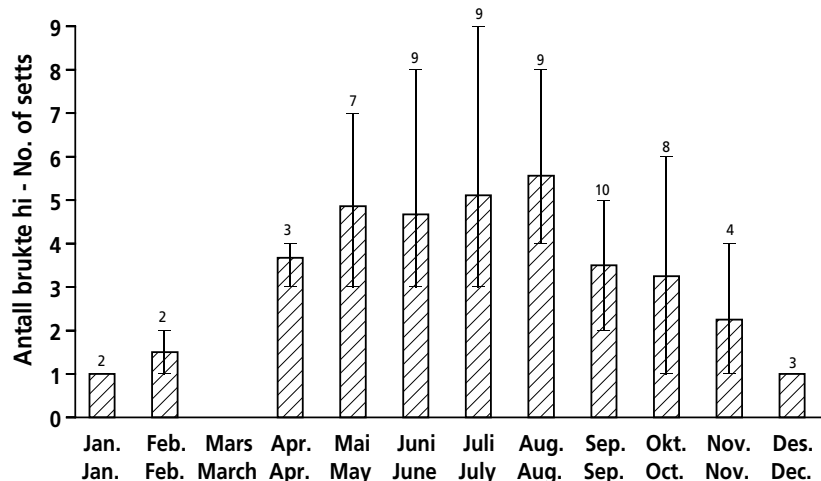
Begge grevlingene med temperatursendere viste en generell reduksjon i kroppstemperatur frem mot siste halvdel av desember, etterfulgt av en gradvis økning (**figur 9**). Begge dyrene hadde imidlertid stor variasjon i kroppstemperatur, og i forhold til gjennomsnittsverdiene ligger største registrerte temperaturreduksjon for begge individene i størrelsesorden 2-3 °C i løpet av registreringsperioden. Utetemperaturen ved hiene varierte fra -19 til +10 °C. I jordhiet som «Gurius» overvintret i var temperaturen relativt konstant mellom 3-4 °C, og viste liten sammenheng med utetemperaturen ($r^2=0.02$, $P=0.06$, $n=156$). Under verkstedsbygningen ved NGU var hitemperaturen tilsynelatende langt mer påvirket av utetemperaturen ($r^2=0.53$, $P<0.001$, $n=147$), og varierte fra -11 til +4 °C.

Tabell 6. Biotoppreferanse ved etablering av naturlige grevlinghi i Trondheim. (For estimering av 90 % konfidenskoeffisient; se Neu et al. 1974). - Preferred biotope when badgers are establishing natural setts in Trondheim (see Neu et al. (1974) for the estimation of the 90% confidence coefficient).

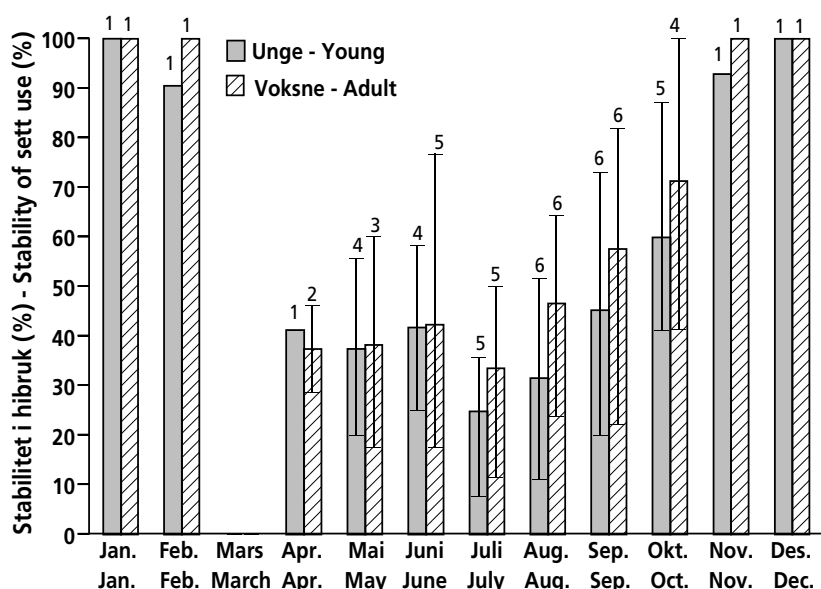
Biotop Biotope	Andel av total areal Proportion of total area	Antall hi No. of setts (n=11)	Andel hi Proportion of setts	Konfidensintervall for observert andel hi Confidence interval for observed proportion of setts		Merknad Remarks
Skog/grøntareal Woodland /green area	0.273	8	0.727	0.426	1.000	sign. preferanse sign. preference
Andre - Others*	0.727	3	0.273	0	0.979	

* = Urban ørken, villabebyggelse og jordbruksarealer

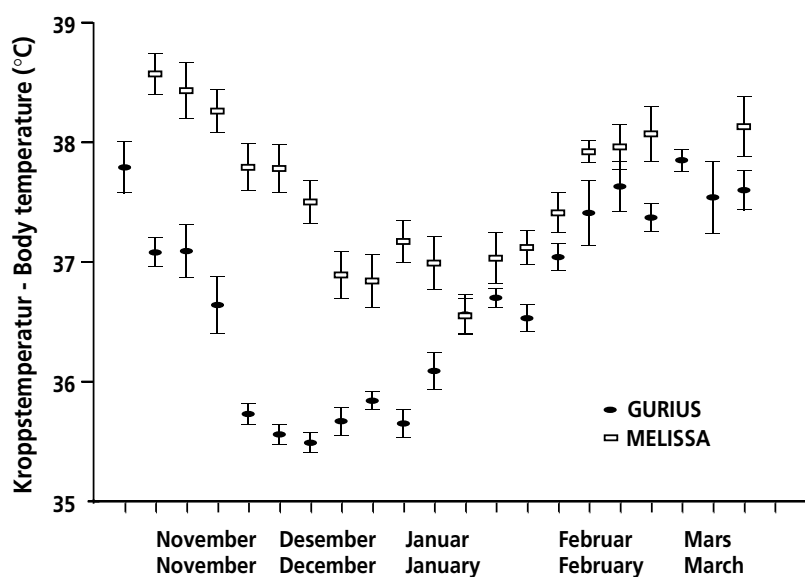
* = Urban desert, detached/semi-detached houses and farming areas

**Figur 7**

Antall hi brukt av grevlinger i Trondheim gjennom året. $\perp$ = laveste antall brukte hi, T = høyeste antall brukte hi. Tall over kolonnen angir antall individer registrert i den enkelte måned, minst 15 registreringsdager pr måned. - Number of setts used by badgers in Trondheim through the year. $\perp$ = lowest number of setts used, T = highest number of setts used. The figure above each column shows the number of individuals recorded in the month in question; at least 15 registering days each month.

**Figur 8**

Stabilitet i hibrbruk hos grevlinger i Trondheim. Stabilitet: antall dager dyret ble funnet i det samme hiet som dagen før, kontra antallet dager funnet i et annet hi. $\perp$ = laveste verdi, T = høyeste verdi. Tall over kolonnen angir antall individer registrert i den enkelte måned. - Stability in sett use among badgers in Trondheim. Stability is defined as the number of days the animal was found in the same sett as the day before versus the number of days it was found in another sett. $\perp$ = lowest value, T = highest value. The figure above the column shows the number of individuals recorded in the month in question.

**Figur 9**

Kroppstemperatur hos to grevlinger i Trondheim vinteren 1989-90. Gjennomsnittsverdier pr uke $\pm$ SE (min. seks målinger pr uke og maks. to registreringer pr dag). - Body temperature of two badgers in Trondheim in the winter of 1989-90. Average values per week $\pm$ SE (at least six measurements per week and a maximum of two per day).

5.2 Mostadmark

5.2.1 Næringspreferanse og tilgjengelighet av næring

Grevlingenes diett var dominert av meitemark både vår (75.7 %) og høst (53.9 %) (**tabell 7** og **8**). Det var ingen forskjeller i frekvens av meitemark i dietten fra vår til høst ($G=1.04$, $P=0.31$), men meitemark utgjorde mer av konsumert biomasse om våren enn om høsten ($z=3.44$, $P<0.001$). Det var ingen forskjell i andel «bær» i dietten fra en sesong til en annen, de ble hverken spist oftere ($G=2.95$, $P=0.09$) eller utgjorde større andel av den totale dietten ($z=1.82$, $P=0.07$). Frosk var det eneste næringsemnet som viste tegn til sesongvariasjon; de ble både spist oftere ($G=19.93$, $P<0.001$) og utgjorde en større del av den totale dietten om høsten ($z=3.98$, $P<0.001$).

Meitemark var dominerende næringsemne i næringstilgjengelighetsprøvene tatt både med håndsorteringsmetoden og formalin-ekstraksjonsmetoden (**tabell 9** og **10**). Rangeringen av biotoper etter innhold av meitemarkmengde var den samme med de to

metodene, men formalin-ekstraksjonsmetoden ga større biomasse meitemark i løvskog enn håndsorteringsmetoden ($z=2.72$, $P=0.007$). Både ved håndsorteringsmetoden og formalin-ekstraksjonsmetoden var det signifikante forskjeller i biomasse meitemark mellom biotopene (hhv $H=124.8$, $df=5$, $P<0.001$ og $H=110.8$, $df=5$, $P<0.001$). Ved formalin-ekstraksjonsmetoden var det signifikante forskjeller mellom alle biotopene (z 's all >3.81 , P 's all <0.001), bortsett fra mellom fattig barskog og myr hvor det ikke var noen forskjell. Tilstedeværelsen av kuruker økte både den totale byttedyrbiomasse ($z=4.70$, $P<0.001$) og biomasse meitemark ($z=2.25$, $P<0.05$), sammenlignet med tilfeldige prøver tatt innenfor biotopen «beite».

Tabell 7. Betydning av ulike næringsemner i grevlingens vårdiett. Resultatet bygger på analyse av 35 ekskrementer samlet i et borealt barskogsområde i Midt-Norge i perioden medio april til medio juli 1993. - Importance of various food items in the spring diet of the badger. Based on the analysis of 35 excrements collected in an area of boreal coniferous forest in central Norway from mid-April to mid-July 1993.

Næringsemne Food item	Gjennomsnittlig vekt-% når tilstede i ekskrementet Av. wt. % when present in excrement	Frekvens Frequency	Vekt-% i total diett Wt. % of total diet
Meitemark Earthworms	75.69	1.00	75.69
Amfibier Amphibians	22.30	0.20	4.46
Smågnagere Small rodents	26.88	0.29	7.68
Fugler Birds	14.86	0.23	3.40
Biller Beetles	3.15	0.77	2.43
Insekter Insects	2.34	0.66	1.54
Snegler Slugs	1.34	0.23	0.31
Bær Berries	0.55	0.06	0.03
Husholdningsavfall Household refuse	21.56	0.20	4.31
Ubestemt Not determined	1.10	0.14	0.15

Tabell 8. Betydning av ulike næringsemner i grevlingens høstdiett. Bygger på analyse av 30 ekskrementer samlet i et borealt barskogsområde (Mostadmark) i Malvik kommune i perioden medio juli til medio oktober 1993. - Importance of various food items in the autumn diet of the badger. Based on the analysis of 30 excrements collected in an area of boreal coniferous forest in central Norway (Mostadmark) from mid-July to mid-October 1993.

Næringsemne Food item	Gjennomsnittlig vekt-% når tilstede i ekskrementet Av. wt. % when present in excrement	Frekvens Frequency	Vekt-% i total diett Wt. % of total diet
Meitemark Earthworms	55.75	0.97	53.89
Amfibier Amphibians	41.73	0.60	25.04
Smågnagere Small rodents	28.58	0.20	5.72
Fugler Birds	18.13	0.17	3.02
Biller Beetles	2.06	0.70	1.44
Insekter Insects	4.43	0.83	3.69
Snegler Slugs	1.33	0.20	0.27
Bær Berries	17.80	0.20	3.56
Husholdningsavfall Household refuse	24.18	0.13	3.22
Ubestemt Not determine	4.41	0.03	0.15

Tabell 9. Total biomasse byttedyr og andel meitemark i ulike biotoper, funnet ved håndsortering, i et borealt barskogsområde (Mostadmark) i Malvik kommune. - Total biomass of prey and proportion of earthworms in various biotopes in a boreal coniferous forest area (Mostadmark) in Malvik, central Norway, found by hand sorting.

Biotop Biotope	Total biomasse g/m ² ± SE Total biomass g/m ² ± SE	% meitemark av total biomasse % earthworms in total biomass	n n
Løvskog Deciduous woodland	100.2 ± 11.7	99.7	36
Beite Pasture	65.8 ± 6.9	97.0	36
Rik barskog Rich coniferous forest	56.9 ± 9.1	99.6	36
Dyrket mark Arable land	27.3 ± 5.6	98.2	36
Fattig barskog Poor coniferous forest	2.1 ± 1.7	85.7	36
Myr Mire	0.5 ± 0.2	20.0	36
Kuruker (på beite) Cow pats (on pasture)	168.9 ± 17.8	65.5	18

Tabell 10. Total biomasse byttedyr og andel meitemark i ulike biotoper, funnet ved formalineekstraksjonsmetoden, i et borealt barskogsområde (Mostadmark) i Malvik kommune. - Total biomass of prey and proportion of earthworms in various biotopes in a boreal coniferous forest area (Mostadmark) in Malvik, central Norway, found by formaline extraction.

Biotop Biotope	Total biomasse g/m ² ± SE Total biomass g/m ² ± SE	% meitemark av total biomasse % earthworms in total biomass	n n
Løvsog Deciduous woodland	153.0 ± 12.3	100	20
Beite Pasture	59.0 ± 5.0	99.5	20
Rik barskog Rich coniferous forest	31.4 ± 3.6	98.6	20
Dyrket mark Arable land	11.9 ± 3.4	96.0	20
Fattig barskog Poor coniferous forest	0	-	20
Myr Mire	0	-	20

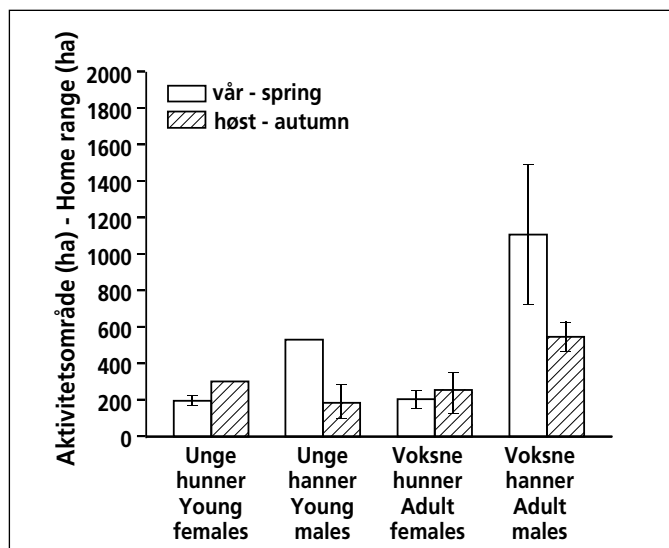
5.2.2 Aktivitetsområde

Også i den boreale barskogen i Mostadmark viste aktivitetsområdene stor variasjon i størrelse (**tabell 11, figur 10**). Det var ingen forskjell mellom unge og gamle grevlinger om våren ($z=0.45$, $P=0.65$, $n=8$), men hanner hadde større aktivitetsområder enn hunner om våren ($z=2.24$, $P=0.03$, $n=8$). Det var forskjell i endringen i aktivitetsområdets størrelse fra vår til høst mellom hanner og hunner ($z=1.96$, $P=0.05$, $n=6$). Hunnene økte sitt område, mens hannene reduserte sitt aktivitetsområde. Om høsten var det ingen forskjeller i aktivitetsområdenes størrelse mellom kjønn eller aldersklasser.

I den boreale barskogen var det ingen sammenheng mellom aktivitetsområdenes størrelse og areal løvsog innenfor dette området ($r=0.03$, $P=0.94$, $n=11$). Men når aktivitetsområdene økte i størrelse, økte antallet løvsog-patcher ($r=0.74$, $P<0.01$, $n=11$), samtidig som gjennomsnittstørrelsen på disse patchene avtok ($r=-0.63$, $P<0.05$, $n=11$). Spredningen på disse løvsog-patchene kunne forklare mye av aktivitetsområdenes variasjon i størrelse ($r^2=0.79$, $P=0.001$, $n=11$) (**figur 11**).

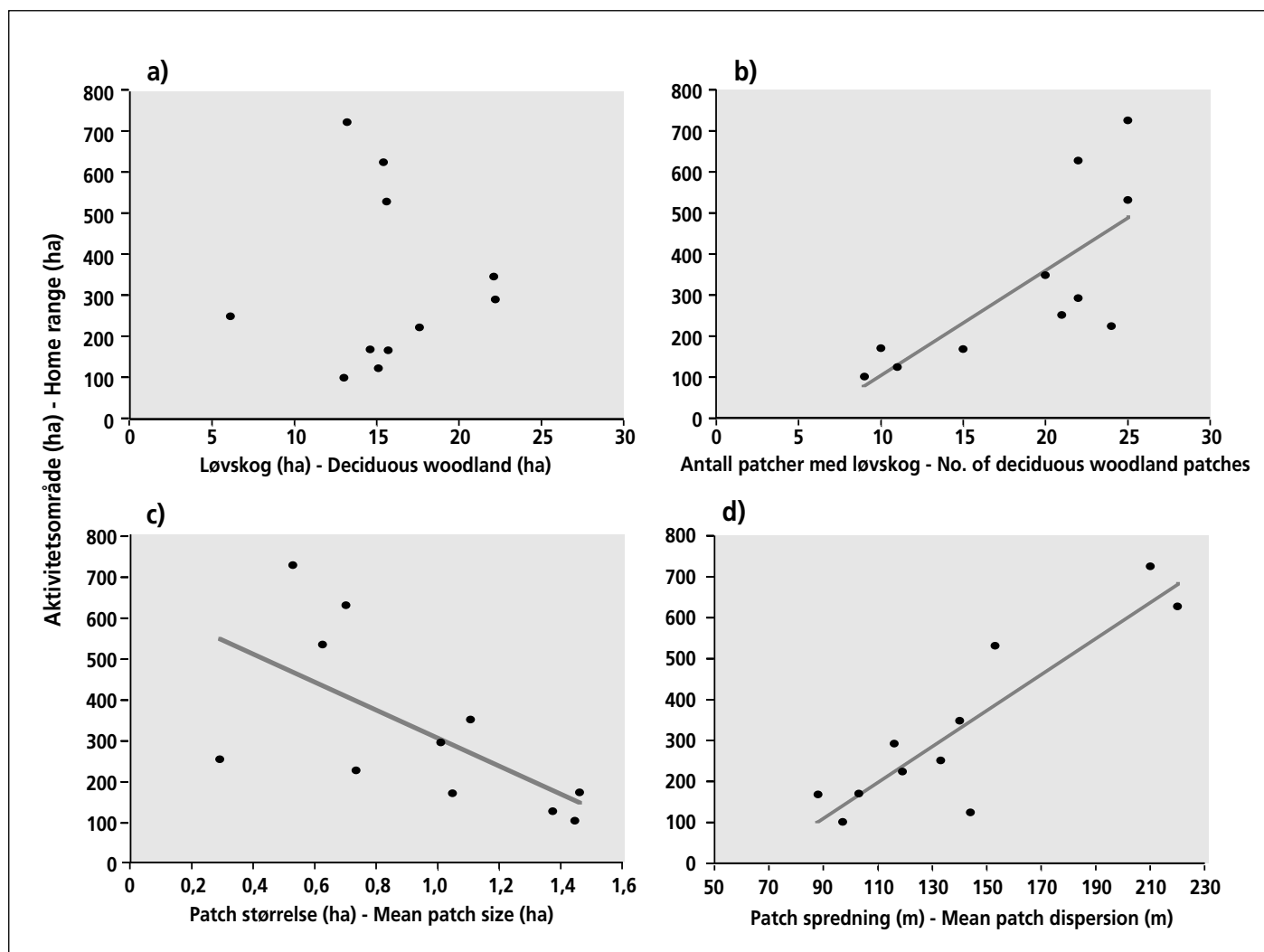
Tabell 11. Størrelse på aktivitetsområder hos grevling i Mostadmark. Juv.: ≤ 2 år, Ad.: > 2 år. * data mangler. - Home range size in Mostadmark. Juv.: ≤ 2 yrs, Ad.: > 2 yrs. *data lacking.

Individ Badger no.	Alder Age	Kjønn Sex	År Year	Aktivitetsområde (ha) Home range (ha)		
				Vår Spring	Høst Autumn	Endring (ha) Change (ha)
1101	Juv.	♀	1993	224.0	*	*
1102	Juv.	♂	1993	530.7	284.1	-246.6
1401	Juv.	♀	1993	167.8	301.6	133.8
0312	Juv.	♂	1993	*	169.8	*
0112	Juv.	♂	1993	*	100.5	*
2301	Ad.	♀	1993	209.4	292.2	82.8
2001	Ad.	♀	1993	152.1	348.3	196.2
2102	Ad.	♂	1993	725.1	466.2	-258.9
1502	Ad.	♂	1993	1489.3	627.5	-861.8
1601	Ad.	♀	1993	251.4	*	*
2601	Ad.	♀	1993	*	124.0	*
Snitt - Mean				468.7	301.6	



Figur 10

Gjennomsnittsstørrelse på aktivitetsområder hos grevling i Mostadmark. $\perp$ = minimumsverdi, $\top$ = maksimumsverdi. - Average home range size in Mostadmark. $\perp$ = minimum value, $\top$ = maximum value.



Figur 11

Sammenheng mellom størrelse av aktivitetsområder hos grevling i boreal barskog og a) areal løvskog ($r=0.03$, $P=0.94$), b) antall løvskog-patcher ($r=0.74$, $P<0.01$), c) gjennomsnittlig størrelse på løvskog-patcher innenfor aktivitetsområdet ($r^2=0.79$, $P=0.001$). - Relationship between home range size in boreal coniferous forest and a) the extent of deciduous woodland ($r = 0.03$, $P = 0.94$), b) number of patches of deciduous woodland ($r = 0.74$, $P < 0.01$), c) average size of deciduous woodland patches ($r = 0.63$, $P < 0.05$), and d) dispersion of deciduous woodland patches within home ranges ($r^2 = 0.79$, $P = 0.001$).

5.2.3 Habitatpreferanse

Når biotopsammensetningen av aktivitetsområdene ble sammenlignet med sammensetningen av studieområdet, var det ingen forskjell mellom vår og høst ($\Lambda=0.690$, $P=0.80$, $n=11$). Aktivitetsområdene var ikke tilfeldig anlagt ($\chi^2=28.64$, $df=5$, $P<0.001$). En rangering etter synkende utnyttelse på aktivitetsområdenivå ga:

Løvskog > Beite > Dyrket mark >>> Rik barskog > Myr > Fattig barskog.

Det var ingen forskjell mellom de tre mest utnyttede biotopene (t's all <1.90 , $df=10$, P 's all >0.05), men en klar forskjell mellom de mest utnyttede og de lavere rangerte (t's all >2.90 , $df=10$, P 's all <0.05).

Når fordeling av radiotelemetriplott ble sammenlignet med sammensetningen av aktivitetsområdene, var det forskjellig biotoputnyttelse vår og høst ($\Lambda=0.132$, $P=0.03$, $n=11$). Den eneste biotopen som viste forskjell i bruk mellom vår og høst var beite ($F_{1,9}=6.47$, $P=0.032$). Biotoputnyttelsen innenfor aktivitetsområdet var ikke tilfeldig, hverken vår (8 individer, $\chi^2=21.80$, $df=5$, $P<0.001$) eller høst (9 individer, $\chi^2=19.84$, $df=5$, $P<0.005$). En rangering etter synkende utnyttelse om våren ga:

Løvskog >>> Rik barskog > Fattig barskog > Dyrket mark > Beite > Myr.

Løvskog ble mer brukt enn de andre biotopene på denne årstiden (t's all (3.00) , $df=7$, P 's all <0.05). Rangering etter synkende utnyttelse om høsten ga:

Beite > Løvskog > Dyrket mark >>> Fattig barskog > Rik barskog > Myr.

Det var ingen forskjell mellom de tre mest utnyttede biotopene (t's all <1.60 , $df=8$, P 's all >0.10), men klar forskjell mellom disse og de lavere rangerte (t's all >2.53 , $df=8$, P 's all <0.05).

5.2.4 Hibruk

I løpet av studieperioden ble 53 hi med tegn til aktivitet etter grevling funnet i studieområdet, noe som ga 0.88 hi pr km^2 . 9 hi (17 %) lå i tilknytning til bygning/byggverk, mens de resterende 44 (83 %) var naturlige hi. Antall naturlige hi kontra hi i tilknytning til byggverk var forskjellig mellom Mostadmark og Trondheim ($G=41.70$, $df=1$, $P<0.001$), med flere naturlige hi i Mostadmark. Av de naturlige hiene hadde 11 (26 %) en tidligere historie som rødvhi (dette tallet er sannsynligvis noe høyere da det ikke var mulig å skaffe historikk omkring samtlige hi). De naturlige hiene var ikke tilfeldig anlagt ut fra biototypers tilgjengelighet ($G=11.07$, $df=3$, $P=0.01$, **tabell 12**). Det var en preferanse for rik barskog, mens åpne biotoper (dyrket mark, beite og myr) ble unngått ved etablering av hi.

De 44 naturlige grevlinghiene i den boreale barskogen i Mostadmark hadde en eksposisjon som avvek fra en tilfeldig fordeling ($G=28.2$, $df=7$, $P<0.001$). De aller fleste var eksponert mot S-SV (**figur 12**).

Naturlige hi var små, med få hiåpninger (1.8 ± 1.1 SD). Den høyeste antall innganger som ble funnet var seks. Grevlingdasser ble funnet ved ni av ti hi, som oftest mindre enn 5 m fra den nærmeste inngangen. Ingen naturlige hi ble funnet på flatmark, de aller fleste ble funnet i middels bratte skråninger og da oftere i den øvre tredjedelen av skråningen ($\chi^2=14.4$, $df=2$, $P<0.001$).

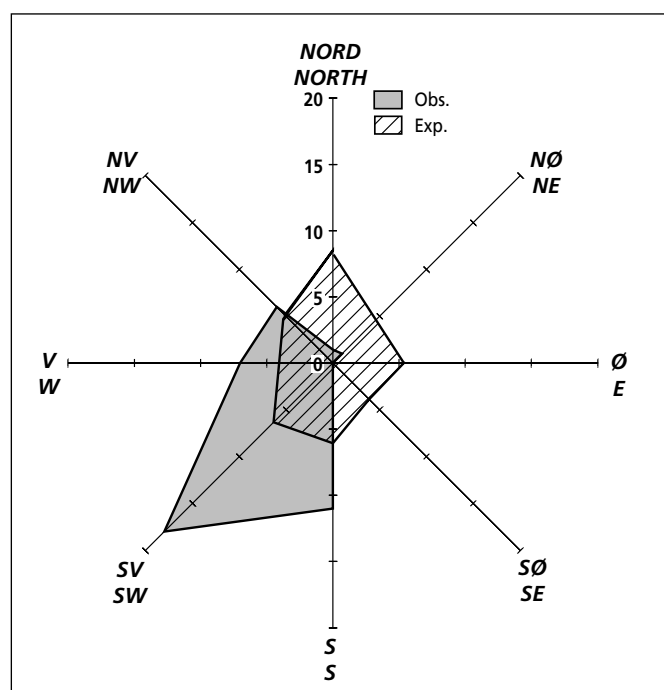
Tabell 12. Biotoppreferanse ved etablering av naturlige grevlinghi i Mostadmark. (For estimering av 90 % konfidenskoeffisient; se Neu et al. 1974). - Biotope preference when badgers are establishing natural setts in Mostadmark (see Neu et al. (1974) for the estimation of the 90% confidence coefficient).

Biotop Biotope	Andel av total areal Proportion of total area	Antall hi No. of setts (n=44)	Andel hi Proportion of setts	Konfidensintervall for observert andel hi Confidence interval for observed proportion of setts		Merknad Remarks
Løvskog Deciduous woodland	0.014	4	0.091	0	0.199	
Fattig barskog Poor coniferous forest	0.651	22	0.500	0.321	0.688	
Rik barskog Rich coniferous forest	0.181	17	0.386	0.203	0.569	sign. preferanse sign. preference
Andre* Others*	0.154	1	0.023	0	0.079	sign. unngåelse sign. avoidance

* = Dyrket mark, beite og myr

* = Arable land, pasture and mire

De radiomerkede grevlingene brukte 8.7 ulike hi i løpet av studieperioden (range: 5-12), og det var 12 ulike hi i territoriene (range: 10-16). Ingen hi ble brukt av mer enn én sosial gruppe. Av de 53 registrerte hiene ble 48 (91 %, 0.8 hi pr km²) brukt av radiomerkede grevlinger i løpet av undersøkelsesperioden. Av disse 48 hiene var 8 i tilknytning til bygning/byggverk, mens 40 var naturlige hi. Det var 4 hi (et pr sosiale gruppe) som ble benyttet til overvintring (0.07 vinterhi pr km²). Av de fire vinterhiene var to i tilknytning til bygning, mens de to andre var naturlige hi. I de tre sosiale gruppene, hvor to eller flere grevlinger var merket, ble 42 % av hiene brukt av alle merkede individer i gruppen, og den enkelte grevling brukte 67 % av de tilgjengelige hiene innenfor territoriet. Grevlinger ble funnet i samme hi som andre grevlinger 28 % av dagene de ble peilet.



Figur 12

Eksplosjon av 44 naturlige grevlinghi i et borealt barskogsområde. Gruppert ut fra sektorer på 45°. - Facing direction of 44 natural badger setts in a boreal coniferous forest area. Grouped on the basis of 45° sectors.

5.3 Demografi og biometri

Totalt 193 grevlinger ble innsamlet i Trøndelagsregionen i studieperioden, hvorav 164 (85 %) med kjent dødsårsak. Av disse var 75 % påkjørt av bil, mens 16.5 % var fanget i felle og avlivet. Resten fordelte seg på dødsårsak med 3.7 % skutt, 2.4 % selvdød (pga sykdom/avmagring) og 2.4 % avlivet (pga sykdom/avmagring).

Av totalmaterialet var 102 hanner, hvorav 16 var 0-åringer (unger av året), 29 var 1-åringer, 21 var 2-åringer, og 36 var eldre enn to år. Antall hunndyr var 89, hvorav 15 var 0-åringer, 28 var 1-åringer, 12 var 2-åringer, 33 var eldre enn to år (**tabell 13**). En hunn var av ukjent alder, da individet ble levert uten hode. To dyr var av ukjent kjønn (en 2-åring og en 1 åring) pga at de var påspist og alle kjønnskarakterer manglet. Ungene utgjør 16.1 %, ungdyr 30.2 % og voksne 53.6 % av totalmaterialet.

Ut fra en forventet lik kjønnsfordeling (1:1) mellom hanner og hunner, var det ingen forskjell i kjønnsrate (1:0.87) for totalmaterialet ($\chi^2=0.88$, $df=1$, $P=0.35$, $n=191$), eller materiale bestående av trafikkdrepte individer (1:1.03, $\chi^2=0.03$, $df=1$, $P=0.86$, $n=122$).

Den største variasjonen i vekt skyldes årstid ($F=72.6$, $P<0.001$), men det var også forskjell mellom kjønn ($F=5.01$, $P=0.028$) hos de voksne individene (**figur 13**). Hunnene hadde de laveste vektene i perioden april-juli (gjennomsnittlig 7810 g i april/mai og 8408 g i juni/juli). I august/september økte vekten kraftig i forhold til juni/juli (gjennomsnitt: 10625 g, $P<0.05$), med en ytterligere økning i oktober/november (gjennomsnitt: 13047 g, $P<0.05$). Hannenes vektutvikling lignet den hos hunnene, med lave vekter fra februar til og med juli (gjennomsnitt februar/mars: 9647 g; april/mai: 8590 g; juni/juli: 9027 g). Vekten økte kraftig i august/september (gjennomsnitt: 11791 g, $P<0.05$), med en ytterligere økning i oktober/november (gjennomsnitt: 13251 g, $P<0.05$). For hannene innebar dette en vektøkning på 35 % fra laveste til høyeste vekt, mens tilsvarende for hunnene var 41 %.

Demografi. Aldersstrukturen for dyr innsamlet fra de urbane områdene i Trondheim var forskjellig fra dyr i rurale områder i Trøndelag ($\chi^2=9.89$, $df=2$, $P=0.007$), med en mindre andel voksne dyr i det urbane området. Det var ingen forskjell i kjønnsratio mellom urbane og rurale områder ($\chi^2=0.29$, $df=1$, $P=0.59$).

Tabell 13. Alder- og kjønnsfordeling hos grevlinger innsamlet i Trøndelagsregionen. - Age and sex distribution in badgers collected in the Trøndelag region.

Alder Age	0	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	Sum Total
Hunn Female	15	28	12	12	7	5	6	3				88
Hann Male	16	29	21	14	8	4	4	2	2		1	102
Sum Total	31	57	33	26	15	9	10	5	2	1	1	190

Det var ingen forskjell i aldersstruktur, i det urbane Trondheim, mellom dyr innsamlet som konfliktdyr (fanget i felle) og ihjelkjørte dyr ($G=1.13$, $df=2$, $P=0.57$). Innen det urbane området ble 21 dyr fanget i felle og 47 funnet ihjelkjørt.

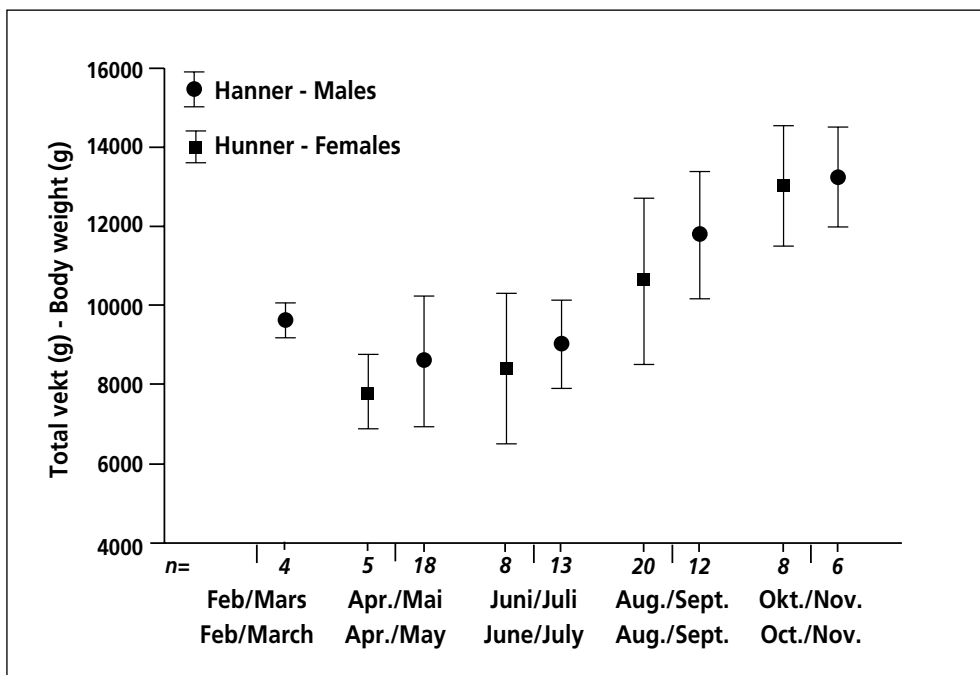
Det var forskjell mellom voksne hunner og hanner i forhold til når på året de ble ihjelkjørt ($\chi^2=16.12$, $df=7$, $P=0.021$), med en overvekt av voksne hanner om våren og en overvekt av hunner om høsten. Basert på hele fallviltmaterialet ble resultatet det samme ($\chi^2=18.62$, $df=9$, $P=0.028$) (**figur 14**). Det var ingen sesongmessige kjønnsforskjeller i dødstidspunkt mellom unge hanner og hunner i totalmaterialet ($\chi^2=4.75$, $df=8$, $P=0.78$); de oppviste en annen fordeling gjennom året enn de voksne ved at de aller fleste forekom om våren (**figur 15**). Årsunger dukket først opp i fallviltmaterialet i mai/juni (**figur 16**).

Av radiomerkede dyr ble 5 av 15 drept som følge av påkjørsel innen studieområdet i Trondheim i perioden 1989-91. Dette utgjør 33.3 % av de merkede individene. I tillegg ble to andre radiomerkede dyr trolig drept som følge av påkjørsel, hvilket gir en prosentandel på 46.7 % trafikkdrepte, radiomerkede dyr. Ingen av de 11 individene fra studieområdet i Mostadmarka ble trafikkdrept ($G=6.0$, $df=1$, $P<0.05$).

Gjennomsnittlig overlevelse for de radiomerkede dyrene i Trondheim var 357 dager når trafikk ble registrert som mortalitetsfaktor. Overlevelse er uttrykt som gjennomsnittlig antall dager fra fangst/påmontering av radiosender. Av de 15 dyrene med radiosender ble fem individer overkjørt i selve studieperioden. Ett av de fem dyrene ble imidlertid overkjørt etter at peilingen ble avsluttet; dyret (nr 1003) ble peilet i 372 dager før kon-

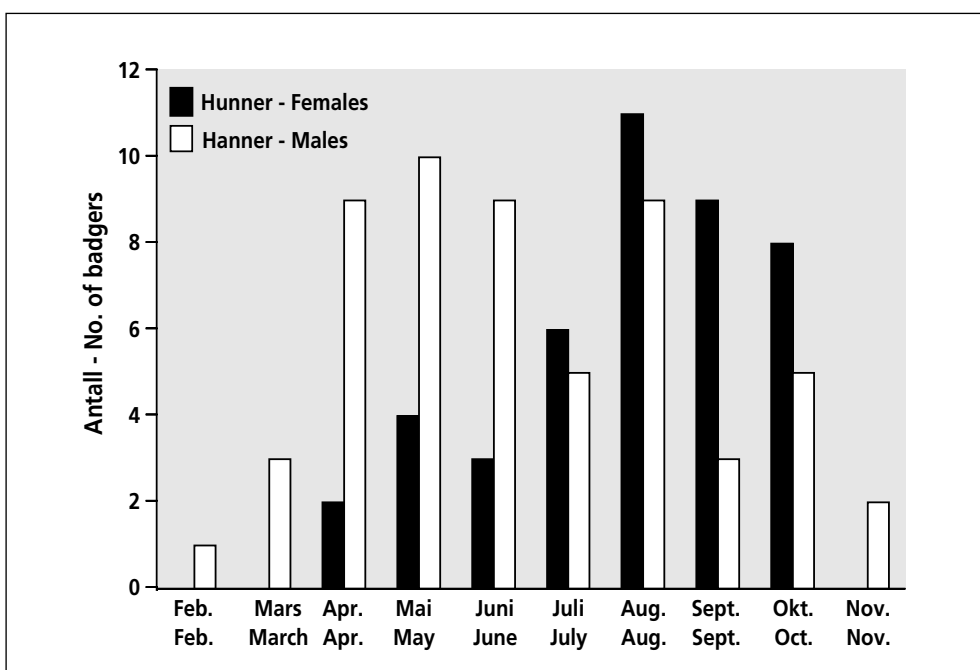
Figur 13

Variasjon i kroppsvekt for grevling to år eller eldre ($n=94$) i Trøndelagsregionen, gruppert på kjønn (uttrykt som gjennomsnitt $\pm$ SD). - Variation in body weight of badgers that were two or more years old ($n = 94$) in the Trondheim region, grouped according to sex (expressed as averages $\pm$ SD).



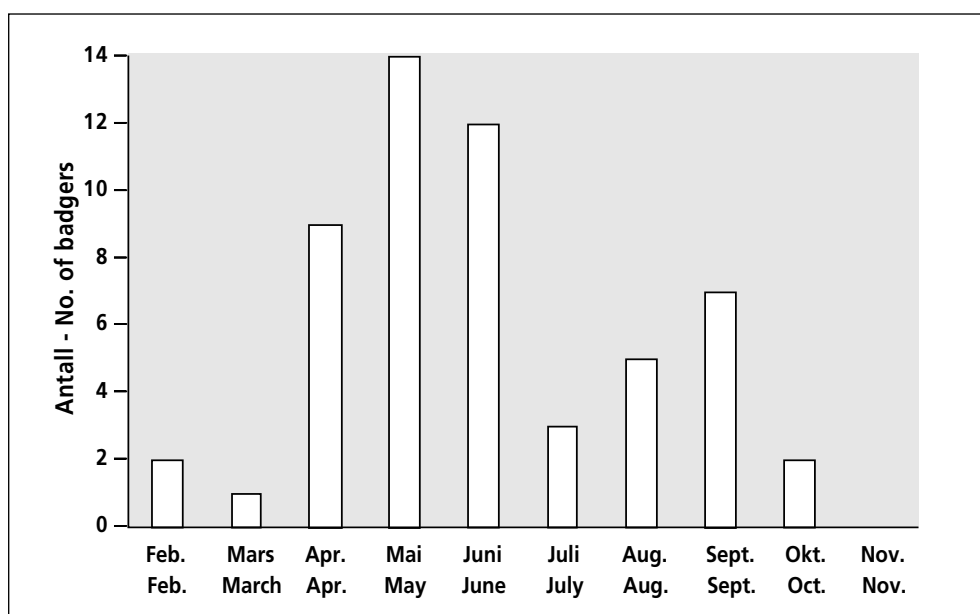
Figur 14

Månedsvis fordeling av innsamlede voksne grevlinger (>2 år) ($n=99$) fra Trondheimsregionen i perioden 1989-95. - Distribution through the year of adult badgers (> 2 yrs) ($n = 99$) collected in the Trondheim region in 1989-1995.



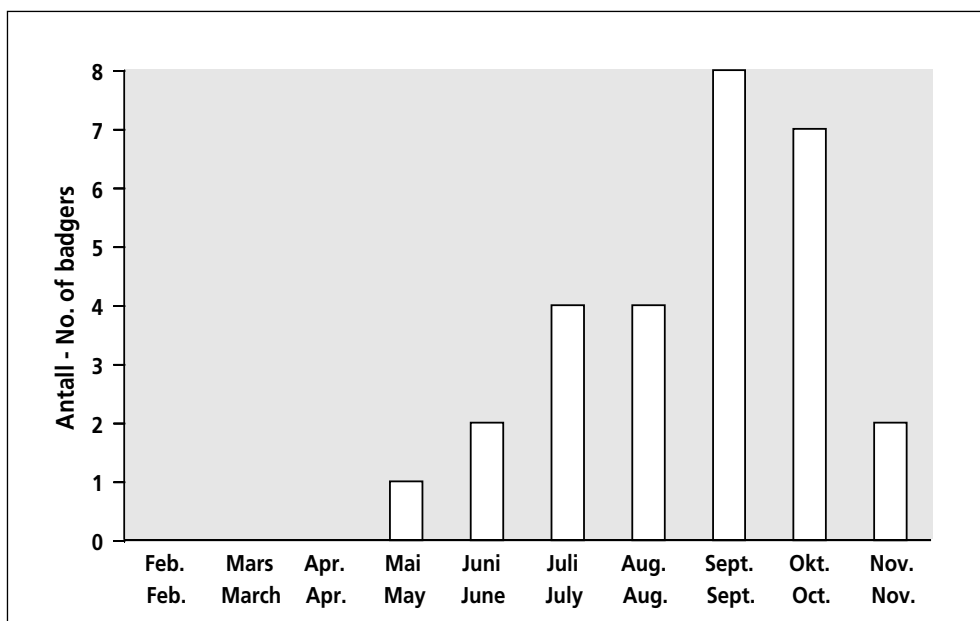
takten ble mistet, og etter 553 dager ble individet innbrakt etter bilpåkørsel. Det er registrert som «peiling avsluttet» i denne analysen. I tillegg ble to dyr funnet død i hi (krypkjeller), og gjennom autopsi ble det av veterinær konstatert at de var døde pga trauma. Sannsynligheten for påkørsel av bil er meget stor. Gjennomsnittlig overlevelse for alle radiomerkede dyr var derfor 357 dager, når alle registrerte dødsfall ble tatt med ($n=15$, $SE=58.1$). På grunn av liten utvalgsstørrelse ble det ikke skilt mellom kjønn eller alder, selv om sistnevnte sannsynligvis ville ha påvirket overlevelseshraten.

Gjennomsnittlig generasjonstid (T) for totalmaterialet ble beregnet til 3.17 år.



Figur 15

Månedsvis fordeling av innsamlede unge grevlinger (1-2 år) ($n=55$) fra Trondheimsregionen i perioden 1989-95. - Distribution through the year of young badgers (1 - 2yrs) ($n=55$) collected in the Trondheim region in 1989-1995.



Figur 16

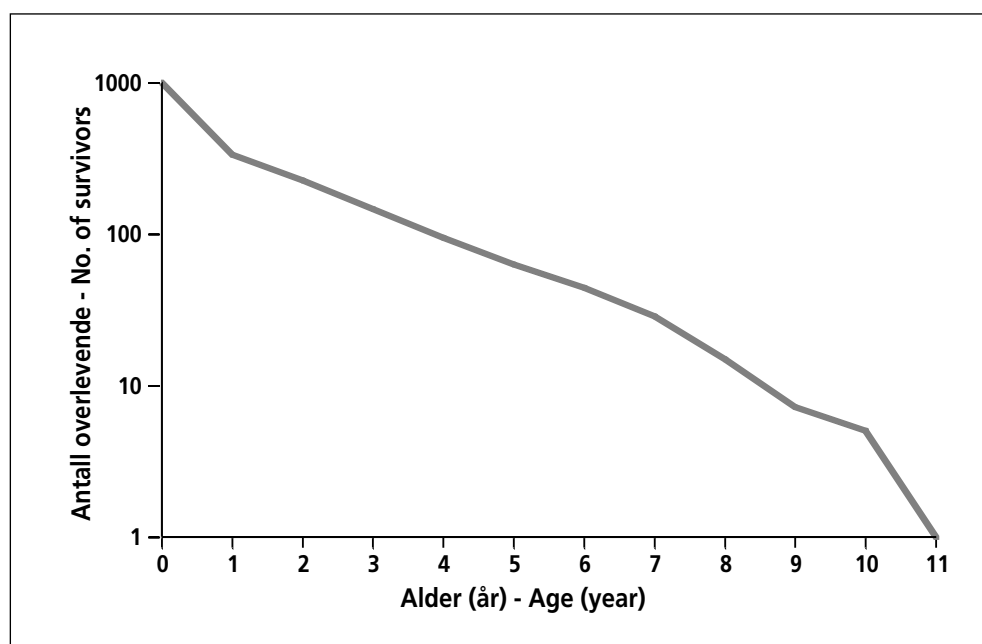
Månedsvis fordeling av innsamlede grevlingunger (<1 år) ($n=28$) fra Trondheimsregionen i perioden 1989-95. - Distribution through the year of adult badgers (<1 yr) ($n=28$) collected in the Trondheim region in 1989-1995.

Tabell 14. Livshistorietabell for grevlinger innsamlet fra Trøndelag i perioden 1989-95. Verdiene for m_x er tatt fra Ahnlund (1981). - Life-history table for badgers collected in Trøndelag in 1989-1995. The values for m_x are from Ahnlund (1981).

Alder Age	Frekvens Frequency	Smoothed Smoothed	Fertilitet Fecundity	Overlevelse Survival	Mortalitet Mortality	Mortalitets rate Mortality rate	Fertilitets rate Fecundity rate
x	f_x	f'_x	m_x	l_x	d_x	q_x	$l_x m_x$
0	31	165	0	1	0.665333	0.665333	0
1	57	55.22	0.595	0.334667	0.108364	0.323796	0.199127
2	33	37.34	1.165	0.226303	0.079879	0.352973	0.263643
3	26	24.16	1.345	0.146424	0.051758	0.353477	0.196941
4	15	15.62	1.345	0.094667	0.031576	0.333547	0.127327
5	9	10.41	1.345	0.063091	0.018848	0.298751	0.084857
6	10	7.3	1.345	0.044242	0.015576	0.352055	0.059506
7	5	4.73	1.345	0.028667	0.013758	0.479915	0.038557
8	2	2.46	1.345	0.014909	0.007697	0.51626	0.020053
9	1	1.19	1.345	0.007212	0.002182	0.302521	0.0097
10	1	0.83	1.345	0.00503	0.00503	1	0.006766

$R_0=1.006476$

Gjennomsnittlig generasjonstid (T) for totalmaterialet ble beregnet til 3.17 år. - Generation time (T) was estimated to 3.17 years.



Figur 17

Overlevelseskurve (l_x) for grevling i Trøndelagsregionen. - Survival curve (l_x) for badgers in the Trondheim region.

5.4 Utbredelsesstatus og spredningsmønster

Av 246 viltneemnder (i kommuner hvor grevling var observert) mente 61 % å ha registrert oppgang i bestanden i løpet av de ti siste årene, 35 % mente at bestanden hadde vært stabil, mens 4 % mente at det hadde vært en nedgang i bestanden. I alt 18 av 20 kommuner (dvs 90 %) i Østfold, som representerer det tradisjonelle utbredelsesområdet i sør, rapporterte også om bestandsøkning. Tilsvarende bestandsøkning (90 %) ble rapportert fra Nord-Trøndelag.

Utbredelseskartet som ble laget på bakgrunn av spørreundersøkelsen (**se vedlegg**) indikerer at grevling er i ferd med å få fotfeste både i det sentrale vestlandsområdet og i områdene opp mot Polarsirkelen. De fem "koloniseringsfylkene" er Rogaland, Hordaland, Sogn & Fjordane, Møre & Romsdal og Nordland.

På **Sørvestlandet** er utbredelsen sammenhengende nord til Stavanger. Også fra Randaberg, nordvest for Stavanger, ble det rapportert om spredte observasjoner. Det er imidlertid gjort spredte observasjoner både i Suldal og Vindafjord. I Sveio kommune, vest for Vindafjord, ble det rapportert "ingen forekomst",

men oppgitt at det var funnet ihjelkjørt grevling. I de sentrale deler av **Vestlandet** er det observert grevling i Eidfjord, Ullensvang og Voss. Lærdal kommune er eneste kommune i Sogn & Fjordane som har en livskraftig bestand. På **Nordvestlandet** er grevling godt etablert sør for Romsdalsfjorden og tilsynelatende på full fart sørover mot Storfjorden, der den er registrert i Ørskog kommune. I **Midt-Norge**, dvs Nord-Møre, Sør- og Nord-Trøndelag, er grevling etablert i de fleste kommuner bortsett fra enkelte øykommuner som Hitra og Frøya. Selv om enkelte kystkommuner oppga "sporadisk forekomst" langs Møre- og Trøndelagskysten, er totalbildet at hele Midt-Norge, nord til Namdalen, har en tallrik og livskraftig grevlingstamme. **Nord-Norge**, her definert som områdene nord for Namdalen, har en relativt omfattende koloniseringssone. Selv om Snåsa og Grong kommuner oppga "sporadisk forekomst" tyder andre opplysninger på en betydelig bestand. Blant annet har NINA mottatt flere meldinger om ihjelkjørte dyr fra dette distriktet. Så godt som alle kommuner mellom Grong og Rana (dvs Høylandet, Namsskogan, Nærøy, Bindal, Røyrvik, Grane, Hattfjelldal, Vefsn, Leirfjord og Hemnes) er i ferd med å koloniseres og rapporterte om "sporadisk forekomst". Ingen av kommunene i Troms og Finnmark meldte om observasjoner av grevling.

5.5 Grevling som konfliktfaktor

Undersøkelsen i Trondheim (Bevanger 1990b) viste at 8 % av meldingene om grevling var av negativ karakter. De øvrige syntes å avspeile en positiv interesse for grevling. 32 (ca 70 %) av de negative responsene var av typen "redd/engstelig for grevling", mens 14 (ca 30 %), "skadegruppen", relaterte sin negative holdning til konkrete forhold som utgraving av masser under grunnmur/hus, hull og/eller ekskrementer i plen/bed og andre ødeleggelser i tilknytning til hageanlegg. Fem meldte om «søppeldunkproblemer». I "frykt-gruppen" sa 21 at de bare var "redd" grevling, eller følte det plagsomt å vite at de hadde den som nabo. Fire var redd for at små barn skulle bli bitt, og tilsvarende mange var redde for at huskatten skulle bli tatt. Den klassiske situasjon der "sinte" grevlinger var involvert syntes å være når hunder ble luftet i sene kveldstimer. Totalt sett var imidlertid de konflikter som ble registrert relativt få og av mindre alvorlig karakter.

Tilbakemeldingene kan grovt sies å ha bakgrunn i tre forhold - objektiv interesse, irritasjon og frykt. Den største gruppen (dvs ca 92 %), rommer dem som på en eller annen måte kan sies å være positive til grevling. Det var her snakk om alt fra pensjonister som matet grevlinger i hagen til dem som interessert fulgte grevlingens nattlige gjøremål fra vinduet.

"Frykt-gruppen" utgjorde ca 5.5 % av henvendelsene, mens "skadegruppen" utgjorde 2.5 %. At dette syntes å være en reell fordeling ble også styrket gjennom antall "konfliktmeldinger" i avisene.

Ved spørreundersøkelsen til norske viltneemnder (Bevanger 1993) svarte 254 av viltneemndene (som oppga "sporadisk forekomst", "stadig forekomst" eller "forekomst og formering"), på om de hadde mottatt henvendelser fra folk som hadde følt seg plaget av grevling. Vel 61 % (n = 156) svarte "ja". Av dem som oppga

status "sporadisk forekomst" (n = 34) svarte 33 "nei" og bare én (3 %) "ja". Av dem som oppga status "stadig forekomst" (n = 25) svarte 15 "nei" og 10 (40 %) "ja", mens blant dem som oppga status "forekomst og formering" (n = 195) svarte 50 "nei" og 145 (74 %) "ja". Dette indikerte at antall klager øker når grevlingbestanden øker. Blant "ja"-svarene var det fire klagekategorier som opptrådte særlig hyppig; "skadeverk i hage" (59 %), "problemer med søppelgrevling" (41 %), "graving under hus" (38 %) og "redd for grevling" (25 %).

6 Diskusjon

6.1 Metoder

Telemetri for økologiske studier av grevling er tidligere brukt bl a i England og Skottland (Kruuk 1978a, Parish & Kruuk 1982), men implanteringssteknikk er lite anvendt på europeisk grevling. På grunn av grevlingens anatomi (tykk nakke i forhold til største hodeomkrets) må radiosendere festes med remmer som går rundt dyret og bak framføttene. Grevling som lever i urbane områder kryper ofte gjennom hull med skarpe kanter, og faren for at dyrene skulle bli hengende fast eller på annen måte lide overlast, gjorde at implantering ble valgt. Implanteringssteknikk er godt utprøvd i forhold til mange arter, og på bakgrunn av de erfaringer som ble gjort i løpet av prosjektperioden (med 25 implanteringer), var det ingen ting som kunne indikere at dyrene hverken fysisk eller atferdsmessig ble negativt påvirket av senderen. Fra et metodisk synspunkt var den største ulempen at rekkevidden av radiosignalene var relativt liten. I en del tilfeller krevde det derfor betydelig leteinsats å lokalisere dyrene.

6.2 Næringspreferanse

Meitemark dominerte i grevlingens diett i denne undersøkelsen. Om våren utgjorde meitemark så mye som 76 % av den inntatte næringen, mens ingen andre næringsemner oversteg 10 %. Om høsten var meitemarkandelen sunket noe, men var fortsatt over 50 %. Større meitemarkandel om våren kan skyldes et stort proteinbehov for å erstatte forbrukte ressurser gjennom vinteren (Lindström 1989). Sammenlignet med tidligere diettstudier hos grevling utgjorde meitemark i denne studien like stor andel av vårdietten som den kan gjøre i høytetthetspopulasjoner i både England og Skottland (Kruuk & Parish 1981, Neal 1988, Kruuk 1989). I forhold til undersøkelser gjort i et borealt barskogsområde i Sverige (Grimsö) ligger andelen meitemark i denne undersøkelsen imidlertid noe høyere (E. Lindström pers. medd.) (**tabell 15**). Dette kan skyldes at det undersøkte området i Sverige er fattigere og har dårligere tilgjengelighet av meitemark.

Om høsten utgjorde frosk omkring 25 % av grevlingens totale diett, og var det eneste næringsemnet i tillegg til meitemark som oversteg 10 % av inntatt biomasse. Andersen (1954) fant en tilsvarende (30 %) betydning av amfibier i dietten hos grevling i

Danmark om sensommeren, men tilsvarende verdier er ikke funnet i andre studier. En forklaring på den økte betydningen av frosk kan være at den påtreffes hyppigere under næringssøk etter meitemark om høsten, som følge av at grevling og frosk får mer sammenfallende biotopbruk. Både habitatskifte hos voksne frosker og spredning av ung-frosk fra månedskifte juni-juli (Semb-Johansson 1992), samt fuktigere klima, kan føre til at frosk blir mer tilgjengelig for grevling.

Et forventet diettsskifte til større betydning av bær i dietten om høsten ble ikke funnet. Frekvensen av bær i de undersøkte prøvene var 20 %, og utgjorde i underkant av 4 % av den totale dietten om høsten. Dette er mindre enn det som er funnet i tidligere undersøkelser i Sverige, hvor man har funnet bær i 50-90 % av høstprøvene (Skoog 1970, E. Lindström pers. medd.). Årsaken til det store avviket i frekvens av bær i denne undersøkelsen sammenlignet med andre barskogsundersøkelser, kan være at tilgjengeligheten på bær må overstige et vist terskelnivå før grevlingen begynner å utnytte dette næringsemnet, et skifte («switching») som gir en type 3 funksjonell respons hos grevlingen (se f eks Begon et al. 1990). I Mostadmark var det tilsynelatende dårlig med bær det året studien ble gjennomført. En annen forklaring kan være at grevling ikke trenger å utnytte bær som næringsressurs hvis den har tilstrekkelig med meitemark tilgjengelig, som inneholder en stor andel fett som kan brukes til å bygge opp fettressurser før vinteren (Macdonald 1983a).

6.3 Aktivitetsområdestørrelse

Grevlingene i denne studien brukte større aktivitetsområder enn tidligere påvist (Woodroffe & Macdonald 1993), men det var stor variasjon innenfor begge studieområdene. I Mostadmark kunne spredningen av løvskog-patchene forklare mye av den observerte variasjonen i størrelse på aktivitetsområdene, men dette var ikke tilfellet i Trondheim. Mulige forklaringer på dette kan være at det i Trondheim er et ustabil romlig- og sosialt system hos grevling pga høy dødelighet som følge av biltrafikk. En annen forklaring kan være at grevlinger i Trondheim ikke er begrenset av tilgang på næring (Kruuk & Macdonald 1985).

Tidligere undersøkelser i England og Skottland har vist at størrelsen på områdene som grevling bruker kan være bestemt av spredningen på næringsressursene (Kruuk & Parish 1982). Disse resultatene støtter Macdonald's (1983 b) «Resource dispersion hypothesis (RDH)» som underbygges av data fra både rødrev, grevling og brun hyene. Denne hypotesen predikerer at dess større spredning det er mellom nærings-patchene, dess større er området som forsvares. Resultatene fra undersøkelsen i det boreale barskogsområdet i Mostadmark støtter opp under denne antagelsen (Brøseth et al. in press).

Om våren var hannenes aktivitetsområder større enn hunnernes aktivitetsområder i Mostadmark. Denne kjønnsforskjellen kan skyldes seksuell aktivitet, hvor hannene om våren bruker store områder på leiting etter mottagelige hunner som de kan pare seg med (Ahnlund 1980), eller foretar parings-ekskursjoner utenfor territoriet (Evans et al. 1989). Økt seksuell aktivitet hos hanner om våren er tidligere påvist i England ved økt bruk av latriner som markerer territoriegrensen (Roper et al. 1993), og

Tabell 15. Betydning av meitemark i grevlingens vårdiett, funnet i ulike grevlingstudier i Nord-Europa. - Importance of earthworms in the spring diet of badgers found in various badger studies in northern Europe.

Referanse Reference	Volum-% meitemark om våren Volum-% earthworm in spring
Kruuk & Parish 1981	71 %
Neal 1988	80 %
Kruuk 1989	78 %
E. Lindström pers. medd.	54 %
Mostadmark	76 %

styrkes av den skjeve kjønnsfordelingen som ble funnet hos voksne, ihjelkjørte grevlinger om våren.

Aktivitetsområdene for grevling om våren i Trondheim var større for unge enn gamle individer, mens det ikke var noen forskjell om høsten. Dette kan skyldes at våren er den tiden på året da unge individer forlater området hvor de ble født for å etablere seg i et eget område. Spredning bort fra oppvekstområdet vil være mer sannsynlig i lavtetthetspopulasjoner med ustabil sosial struktur enn i populasjoner med stabil, sosial struktur, hvor det er få ledige områder hvor unge individer kan etablere seg (Christian 1994). Det faktum at de fleste tidligere undersøkelser på romlig og sosial organisering hos grevling har vært gjort i stabile høytetthetspopulasjoner kan forklare at det eksisterer så få observasjoner av spredningsatferd hos grevlinger (da Silva et al. 1994), og at mange er av den oppfatning at: « it is uncommon for badgers to disperse from their natal social group » (Neal & Cheeseman 1991). Forskjell i sosial struktur mellom de to studieområdene kan være årsak til at det ble observert større aktivitetsområder for unge individer i Trondheim, men ikke i Mostadmark.

En generell trend i Trondheim synes å være at størrelsen på de områdene som grevlingene brukte avtok fra vår til høst. Om høsten kan grevling utnytte hagebær og nedfallsfrukt som næringskilde (Skoog 1970, Harris 1982), en næringsressurs som vil være mer klumpvis fordelt enn f.eks. meitemark. Dette kan medføre at grevlingen ikke trenger å bevege seg over like store avstander for å dekke næringsbehovet, noe som ble observert for en urban grevlingpopulasjon i Bristol, England, om høsten (Harris 1982, Cresswell & Harris 1988). En annen forklaring på redusert arealbruk om høsten kan være redusert seksuell aktivitet hos begge kjønn.

6.4 Habitatpreferanse

Biotsammensetningen av aktivitetsområdene var hverken kjønns- eller årstidsavhengig for de radiomerkede grevlingene. Størrelsen på aktivitetsområdene var kjønns- og årstidsavhengig i barskogsområder, og alders- og årstidsavhengig i urbane områder (se avsnitt 5.1.2 og 5.2.2). I lys av dette viser resultatene fra biotoputnyttelsesanalysene at selv om størrelsen på aktivitetsområdene varierer mellom kjønn, aldersgrupper og årstider, så endres ikke sammensetningen av områdene. Sammensetningen av aktivitetsområdene var forskjellig fra den som studieområdene hadde, noe som viser at disse områdene ikke var tilfeldig anlagt. Rike meitemarkbiotoper ble innlemmet i aktivitetsområdene i større grad enn andre biotoper ut fra deres tilgjengelighet i begge studieområdene. Fattige meitemarkbiotoper ble tatt minst hensyn til ved opprettelse av et aktivitetsområde. Dette viser at grevling selekterer mellom biotoper når den hevder et aktivitetsområde; noen biotoper er viktigere å få med i det området som forsvares enn andre, og det er de rike meitemarkbiotopene. Grevling viser en preferanse for de rike meitemarkbiotopene fremfor dem med lite meitemark når den forsvaret et område, uansett størrelsen på dette området.

Disse resultatene stemmer godt med en tidligere studie gjort ved Grimsö, et borealt barskogsområde i Sverige. Her ble det funnet at alle de undersøkte aktivitetsområdene var anlagt slik at de

inneholdt rike meitemarkområder, noe som viser at meitemark er viktig ved territoriehevdelse (E. Lindström pers. medd.). Hofer's (1988) studie i Oxford viste en tilsvarende sammenheng. Han fant at grevling hadde en seleksjon for rike meitemarkbiotoper ved hevdelse av et aktivitetsområde. At spredningen av rike meitemarkbiotoper i tillegg kan bestemme størrelsen på grevlingens territorium viser at meitemarkmengden i de ulike biotopene er en faktor grevlingen tar hensyn til når den hevder et område (Kruuk & Parish 1982, Macdonald 1983b).

Det var ingen kjønnsforskjeller i bruken av de ulike biotopene innenfor aktivitetsområdet, men i Mostadmark var det en tydelig endring i biotopbruken mellom vår og høst. Både i Trondheim og Mostadmark var bruken av biotopene innenfor aktivitetsområdet forskjellig fra tilfeldig bruk. I begge studieområdene ble den biotopen som inneholdt størst meitemarkmengde mer utnyttet enn de andre biotopene, bortsett fra i Mostadmark om høsten. Her ble "beite", som var lite brukt om våren, den mest brukte biotopen om høsten. Denne biotopen var den eneste som fikk endret betydning fra vår til høst. Dette kan skyldes at "beite" om høsten inneholder mye husdyrgjødsel som gir økt mengde, god tilgjengelighet og stor forutsigbarhet av næring, noe resultatene fra meitemarkprøvene under kuruker indikerte. Husdyrrekskrementene vil fungere som «veiviser» for hvor næring kan finnes, noe som reduserer søketiden betydelig og derved øker den energetiske gevinsten. At næringen i tillegg er lett tilgjengelig i økte mengder forsterker profitabiliteten ved å utnytte denne ressursen. Høyt innhold av tovinge- og billearver vil bare være med å øke den positive effekten av husdyrrekskrementer. I tillegg er gresset på "beite" kort om høsten, fordi gjenveksten er seinere og beitetrykket større. Kortere gress, helst under 5 cm, medfører at det blir lettere for grevlingen å finne meitemark som er utenfor tunnellene sine (Kruuk et al. 1979). Begge disse faktorene gir gunstige furasjeringsforhold for grevling; den finner lett meitemark like under kuruker og/eller i det korte gresset. Høsten er fuktigere enn våren, og dette gjør at meitemark blir mer tilgjengelig på åpne områder, som f.eks. "beite", hvor den ellers er tørkeutsatt. I tillegg kan større mengde alternativ næring, som f.eks. frosk, gi beite en større næringsmessig verdi for grevling om høsten. Alle disse faktorene kan bidra til å gjøre "beite" til en meget attraktiv biotop for grevling om høsten.

Det var ingen forskjell i bruk av den "fattige barskogen" mellom årstidene i Mostadmark slik det kunne forventes hvis bær hadde vært en viktig næringskilde om høsten. Dette er ikke i tråd med en tidligere undersøkelse i boreal barskog ved Grimsö i Sverige. Der tilbrakte grevlingene mer tid i biotoper hvor bær var tilgjengelig om høsten enn om våren (E. Lindström pers. medd.). En forklaring på dette kan være den dårlige bærhøsten i Mostadmark i undersøkelsesåret, og at tilgangen på bær var så liten at det ikke var energetisk lønnsomt for dyrene å utnytte denne næringsressursen, eller at studieområdet har en rikere meitemarkforekomst enn andre undersøkte boreale barskogsområder. Ettersom grevlingen i studieområdet trolig ikke har andre karbohydratkilder bruker den andre næringstoffer for å bygge opp fettreservene før vinteren (jf Vander et al. 1990), og disse finner den i andre biotoper enn "fattig barskog".

Betydningen av rike meitemarkbiotoper uansett årstid, slik resultatene indikerer, ble også påvist ved Grimsö (E. Lindström pers. medd.) hvor det ble funnet at selv om fattige barskogsområder

ble mer brukt om høsten enn om våren så prefererte grevlingen fortsatt meitemarkrike biotopyper. I denne undersøkelsen ble det funnet lite bær og mye meitemark i dietten om høsten, noe som ytterligere vil forsterke betydningen av meitemarkområdene på denne årstiden.

6.5 Hibruk

Antall grevlinghi var noe høyere i Trondheim (1.3 pr km²) enn i Mostadmark (0.8 pr km²), men begge områdene syntes å ha langt lavere tetthet enn det som tidligere er funnet ved undersøkelser av hibruk hos grevling på De britiske øyer: 3.7-6.5 pr km² (Kruuk 1978a, O'Corry-Crowe et al. 1993). På De britiske øyer er territoriene generelt mye mindre, og de sosiale gruppene større (Woodroffe & Macdonald 1993). Dette er en mulig forklaring på at tettheten av grevlinghi i Midt-Norge ligger så mye lavere enn det som ble funnet i de to britiske undersøkelsene.

Noe uventet var funn av et stort antall hi i forbindelse med bygninger og byggverk, spesielt i Trondheim, et fenomen lite beskrevet i litteraturen tidligere. Andre studier har vist at grevling har visse krav til bl a jordtype, hellning og skjul når de anlegger hi (jf Thornton 1988, Neal & Roper 1991). Mangel på steder som oppfyller spesifikke krav til hiplass kan være en forklaring på hvorfor grevlinger i denne studien brukte så mange kunstige hi. En annen forklaring på bruk av «kunstige» hi kan være at det er enklere å utnytte de muligheter som finnes under en bygning, som i utgangspunktet gir et visst vern, enn å starte på «bar bakke» og grave ut et nytt hi, noe som er både tids- og energikrevende. Det ble også funnet kunstige hi anlagt i tilknytning til driftsbygninger på fraflyttede gårdsbruk. Slike steder er tørre og godt isolerte, og følgelig meget gode «hi». Det syntes forøvrig å være en tendens til at dyrene skydde slike tilholdssteder når omfanget av forstyrrelser oversteg et visst nivå.

De naturlige hiene var ikke tilfeldig anlagt. Preferanse for biotoper med godt skjul og unngåelse av «åpne» biotoper tyder på at grevling foretrekker hiplasser som gir skjulmuligheter omkring selve hiet. Selv om grevlingen ikke har så mange naturlige fiender i dag, kan effekten av et tidligere seleksjonstrykk fra predatorer ha medført en preferanse for skjul som fortsatt gir utslag på valg av hiplass. Grevlingunger leker, og voksne grevlinger bruker tid til sosiale aktiviteter i området like omkring hiet før de drar ut på næringssøk om kvelden (se f eks Kruuk 1989). Ved et hi uten skjul vil da sjansen for å bli oppdaget av en predator, eller bli forstyrrt av f eks mennesker, være mye større enn ved et hi som ligger godt skjult. Preferanse for hiplasser som var vendt mot sør eller sør-vest kan skyldes at snøen smelter tidligere på disse stedene enn på de mer nordvendte stedene, noe som gjør at både selve hiet, og næringen i hiets nærområder, blir tidligere tilgjengelig for grevlingene om våren. Betydningen av tidlig snøavsmelting ved hietablering underbygges av resultatene fra Mostadmark hvor den rike barskogen ble foretrukket ved hietablering. Dette var den biotopen som først ble snøfri i studieområdet det året undersøkelsen ble gjennomført (pers. obs.).

De naturlige hiene som grevlingene i denne undersøkelsen brukte var små (ca 2 hiåpninger, max 6) sammenlignet med det som er beskrevet fra England hvor det er funnet hi med opp i mot

200 hiåpninger, og som i utstrekning er over 100 meter i lengderetningen (Roper et al. 1991, Roper 1993). Størrelsen på et grevlinghi kan være en funksjon av hvor lenge hiet har vært i bruk, og enkelte steder i England kan hi ha gått i arv i over hundre år (se f eks Neal & Roper 1991). I Trondheim og Mostadmark har grevlingen vært etablert i omkring 20 år (Bevanger 1985, pers. obs.), og denne relativt sett korte perioden kan forklare hvorfor grevlinghiene i disse områdene er forholdsvis små. En annen forklaring kan ligge i at jordsmonnet generelt er lite egnet til å grave i, og at det vanskelig lar seg gjøre å konstruere hi av den størrelse og kompleksitet som f eks finnes i Nederland og på De britiske øyer.

Antall hi som ble brukt av enkeltindivider varierte gjennom året, og det var ingen forskjeller mellom unge og voksne individer. De bruke flest hi om sommeren, mens det stort sett ble benyttet ett hi om vinteren. Bruk av så mange ulike hi om sommeren kan være et resultat av at grevlingene må streife over større områder for å skaffe nok næring, som et resultat av at varmt og tørt klima på denne årstiden gir dårligere tilgjengelighet av meitemark. En annen mulighet er at de bruker flere hi for å unngå oppbygning av et høyt ektoparasitnivå, hvilket de risikerer ved å bruke den samme liggeplassen dag etter dag (Neal & Roper 1991). De hyppige skiftene av hi, som ga lav stabilitet i hibruk om sommeren, kan skyldes det samme.

I litteraturen eksisterer bare data på et fåtall dyr, over begrensede tidsperioder, som gir indikasjoner på individers hibruk (se f eks Kruuk & Parish 1987, Kruuk 1989, Roper & Christian 1992, Sleeman & Mulcahy 1993). Den generelle trenden fra disse undersøkelsene på De britiske øyer synes å være at det innenfor hvert territorium er et hi (kalt hovedhi) som alltid er i bruk av gruppens medlemmer, og at de andre hiene bare brukes en gang i blant. Eksisterende data indikerer imidlertid at det kan være store individuelle forskjeller, og det spekuleres i om hibruken kan være bestemt av sosial status (Kruuk 1989, Roper 1992a).

Hibruken i Trondheim og Mostadmark synes å avvike en god del fra det som er beskrevet tidligere. Fenomenet med et kontinuerlig brukt «hovedhi» ble ikke påvist. Det ble funnet klare forskjeller gjennom året i antall hi som brukes og hvor ofte det skiftes hi. Om sommeren brukte grevlingene mange hi, og de skiftes hi ofte. De eneste observasjonene som avviker fra dette mønstret var to voksne hunner i Mostadmark, som fra de ble merket om våren og frem til medio juni, kun brukte ett hi. Den ene var lakterende, trolig også den andre, og dette forklarer sannsynligvis hvorfor de avviker fra de andre. Så snart ungene var store nok til å følge mødrene begynte de som de andre grevlingene; mange hi kombinert med hyppige skifter.

6.6 Sosialt system

Det sosiale systemet i Mostadmark så ut til å være små sosiale grupper av blandet kjønn og alder. I Trondheim syntes det å være et langt mer variabelt system, med alt fra solitære individer, til én hann som overlappet flere hunner. Det ble ikke funnet sosiale grupper i Trondheim. En forklaring på denne forskjellen kan være at det i Mostadmark kan være økologiske begrensninger på spredning bort fra oppvekstområdet (jf da Silva et al. 1994),

hvilket ikke er tilfellet i Trondheim. Høy dødelighet som skyldes biltrafikk i Trondheim kan være tilstrekkelig til å danne et ustabilt sosialt system som ikke har begrensninger på spredning og selvstendig reproduksjon, noe som vil motvirke gruppedannelse.

Variasjon i det sosiale systemet kan skyldes variasjon i ressurstilgang (jf Woodroffe & Macdonald 1993) hvis tilgang på næring i territoriet setter en øvre grense for det antallet individer som kan leve innenfor et bestemt område. Ved høy dødelighet oppstår ofte ledige områder, hvor unge individer kan etablere seg og reprodusere. Det medfører at unge individer ikke forblir i det territoriet de er født, og dannelse av sosiale grupper uteblir selv om ressurstilgangen er stor nok til å forsørge flere individer.

6.7 Overvintringsstrategi

Det er tidligere ikke foretatt fysiologiske studier av grevling under naturlige betingelser i hiperperioden, som i Norge normalt varer fra november til februar. Fowler & Racey (1988) fulgte utvikling i kroppstemperatur hos dyr i fangenskap i et kunstig hi i Skottland i perioden oktober/november-mai. Hos de fleste individene ble det registrert en senkning av kroppstemperaturen på ca 2 °C, men en hunn ble registrert å senke temperaturen hele 8.9 °C. Betydelige døgnvariasjoner i kroppstemperatur ble registrert både hos dyrene i Skottland og Trondheim. Eksperimentet i Skottland (Fowler & Racey 1988) viste også en klar korrelasjon mellom endringer i fotoperiode og endringer i kroppstemperatur, og fotoperiodens lengde ble antatt å styre de sesongmessige variasjonene i kroppstemperaturen.

6.8 Demografi

Grevlingtennernes vekstsoner er i ulik grad mulig å identifisere innen artens utbredelsesområde. I Sør-England er vekstsonene dårlig utviklet, og ofte umulig å avlese, mens tennene hos skotske grevlinger har vekstsoner, nesten like distinkte, som i Sverige (Ahn Lund 1980). Ved evaluering av aldersbestemmelsesmetodikk basert på vekstlinjer, er det derfor viktig å vite når vekstlinjene dannes. Analyse av vekstlinjer er derfor avhengig av kjent dødstidspunkt, og delvis fødselstidspunkt. I Sverige ble det funnet at dannelsen av vekstlinjer skjedde over et relativt kort tidsrom, med start i februar og avslutning for de fleste individene innen mai (n=43) (Ahn Lund 1976). Tidlig om våren dannes en mørk linje i kanten av tannbeinet, mens en tynn, lys kant skiller den mørke linjen fra tannhulen om sommeren. Dette lyse feltet blir stadig bredere utover sommeren.

Det har vært uenighet om anvendbarheten av denne metodikken for grevling. Hovedinnvendingen har vært at det ikke foreligger sammenligninger med dyr med kjent alder i aldersanalysene. I denne undersøkelsen har det heller ikke vært noe dyr med kjent alder, men hos et radiomerket dyr som ble innlevert som fallvilt ett år etter første fangst, hadde antall vekstsoner økt med én. Alternative metoder for aldersanalyse, f.eks. tannslitasje, har vist seg å være særdeles unøyaktig (da Silva & Macdonald 1989). Ettersom de innsamlede dyrene viser tydelige vekstlinjer, er det antatt at denne metodikken er holdbar, spesielt sett i lys av at telling av vekstlinjer har vist seg å være holdbar for arter

hvor det har vært dyr med kjent alder (Reimers & Nordby 1968, Grue & Jensen 1979, Kvam 1984, Kauhala & Helle 1990).

Kroppsvekten varierer mye gjennom året. De laveste vektene ble funnet om sommeren. Det har tidligere vært spekulert i at de lave sommervektene er resultat av begrenset næringstilgang. Hvis tilgjengelighet av næring om senvåren/sommeren er begrensende for vekten i samme periode, vil det forventes at størrelsen på leveområdet vil øke i forhold til perioder med god tilgjengelighet. Dette vil implisitt medføre økt mobilitet, som også ville kunne gjenspeile seg i de sesongmessige mortalitetsmønstrene. Dette støttes ikke av de foreliggende data fra fallviltmaterialet og telemetriundersøkelsene.

Veitrafikk har i undersøkelser i England, Danmark og Nederland vist seg å være en viktig mortalitetsfaktor (Wiertz & Vink 1986, Cheeseman et al. 1989, Lankester et al. 1991, Harris et al. 1992, Aaris-Sørensen 1995). For totalmaterialet er den aldersspesifikke dødeligheten konstant, og ikke særlig forskjellig fra andre undersøkelser. Først da materialet ble splittet opp i subpopulasjoner (urbane/rurale områder) viste det seg at aldersstrukturen i byområdene var forskjellig fra de omkringliggende, rurale områder. I lavtetthetspopulasjoner, som i Trøndelag, kan høy mortalitet som følge av veitrafikk, virke inn på stabiliteten. I det urbane området synes det som om veitrafikken tar en større andel av populasjonen hvert år. Dette medfører en lav gjennomsnittlig alder og god tilgang på ledige territorier, noe som kan føre til et ustabilt, sosialt system. Hos radiomerkede dyr var overlevelsen lav, og en stor andel ble ihjelkjørt i løpet av studieperioden. Sistnevnte indikerer forskjell mellom urbane og rurale områder, mht betydningen av trafikk som mortalitetsfaktor.

Det ble funnet et bimodalt mønster i mortalitet hos voksne grevlinger i Trøndelagsregionen. Hannene utgjorde en andelsmessig høyere forekomst om våren, noe som kan skyldes seksuell aktivitet. Dette ble også støttet gjennom telemetristudiene i Mostadmark (jf 5.2.2), hvor hannene brukte mye større områder om våren enn om høsten. Andel hunner var høyest om sensommeren og høsten. Dette kan skyldes at hunnene må bygge opp et ekstra stort fettlager før vinteren og den forestående reproduksjonen. At hunner utgjorde så liten andel tidlig om våren kan være en effekt av at de er sterkt knyttet til et hi hvor de har unger, noe som vil virke begrensende på deres mobilitet. Først fra august vil ungene være selvstendige, og det er i denne tiden at de for alvor begynner å dukke opp i fallviltmaterialet. Unge individer hadde en annen fordeling enn hunner og unger. De var i antallsmessig overvekt om våren, vilket kan være en effekt av stor spredningsaktivitet (dispersal) denne årstiden, noe telemetri-dataene fra Trondheim indikerer.

Fra ett til 6-årsalder var den årlige dødeligheten hos grevling i Trøndelagsregionen konstant på omkring 35 %. Dette er noe høyere enn hva som er observert ellers i Europa. Harris et al. (1992) fant en årlig mortalitetsrate på 19 % i England, for dyr i samme aldersgruppe. Der var andel dyr eldre enn 6 år 23.8 %, mens i dette materialet var 5.6 % eldre enn seks år. Dette kan skyldes at gjennomsnittlig levealder for grevling i Trøndelagspopulasjonen er lavere enn i England, kanskje som følge av hardere klimatiske forhold, med bl.a. lengre vinterperiode.

Netto reproduksjonsrate (R_0) var 1.006, mens R_0 i en stabil populasjon vil være lik én. Grevlingpopulasjonen i Trøndelag har ekspandert kraftig siden 1970-tallet (Bevanger 1985). Den R_0 -verdi som her er beregnet kan tolkes på flere måter. For det første at populasjonen i Trøndelag ikke lenger er i en ekspansiv vekstfase, men har tilnærmet stagnert etter mange års vekst. En annen forklaring kan være at metoden som ble brukt ved utregning var forholdsvis "grov", samt at utvalgsstørrelsen var liten, noe som kan ha påvirket resultatet. Det forhold at 43 % av totalmaterialet kom fra det urbane Trondheim, hvor andel gamle individer var liten, sammenlignet med de rurale områdene, kan ha medført at effektiv, netto reproduksjonsrate ble underestimert. Dette fordi antall individer fra Trondheim er overrepresentert sett i forhold til den totale Trøndelagspopulasjonen, og fordi gamle individer har en større reproduksjonsrate enn unge. Underrepresentasjon av gamle individer i populasjonen vil medføre at estimatet for antall produserte unger blir lavere enn i virkeligheten, som igjen vil medføre en underestimert netto reproduksjonsrate.

6.9 Utbredelsesstatus og spredningsmønster

Spørreundersøkelsen til viltneimndene (Bevanger 1993) ga et relativt detaljert bilde av utbredelsen av grevling i Norge: arten finnes i hele Sør-Norge, bortsett fra Vestlandsregionen, mens de nordlige deler av Nord-Trøndelag synes å representerer nordgrensen for en livskraftig, fast grevlingbestand.

Når det gjelder Vestlandsregionen så representerer trolig de store fjordarmene nordover fra Stavanger barrierer for rask og effektiv spredning videre nordover. I de sentrale deler av Vestlandet er det relativt sett få, og arealmessig små, lavlandsområder nord for Suldal og Vindafjorden, bortsett fra indre deler av Hordaland og Hardanger. Hardangervidda med Folgefonna og Hardangerfjorden, representerer spredningsbarrierer for grevling, og det må forventes at store områder her kan forbli grevlingfrie ennå i mange år. Det er imidlertid sannsynlig at betydelige områder i de klimatiske sett gunstige strøkene i tilknytning til Hardangerfjorden tilfredsstiller grevlingens krav til leveområder. Trolig vil det i årene som kommer finne sted en økning i bestanden her. Nordvestlandet, dvs nord for Sognefjorden samt Sunnmøre, er trolig blant de områdene i Sør-Norge grevling vil ha størst problemer med å ta i besittelse. Det oppsplittede fjordlandskapet skaper tildels effektive barrierer.

Koloniseringsmønsteret er ikke entydig. Ettersom alpine formasjoner i form av vanlige fjellvidder tilsynelatende ikke representerer absolutte barrierer for grevling (jf Bevanger 1985), er sannsynlig innvandring østfra stor. Det kan heller ikke utelukkes at dyr er kommet nordfra, f.eks fra Lærdal, via Aurland. At Lærdal kommune i Sogn & Fjordane har en livskraftig bestand, er sannsynligvis et resultat av innvandring over Hemsedalsfjellet. Avstanden mellom kulturmarkområder i Mørkedalen i øst til Lærdal, er bare 30-40 km. Det ble forøvrig allerede tidlig på 1960-tallet observert grevling på Hemsedalsfjellet (O. Sandaker pers. medd.).

Alle lavlandsområder i Midt-Norge synes nå å være kolonisert. Det må imidlertid antas at det fremdeles er rom for bestandsøk-

ning i en rekke av de relativt nykoloniserte områdene i Midt-Norge. Når de midtnorske øyene Hitra og Frøya etter hvert har blitt knyttet til fastlandet gjennom tunneller, vil det være et tids-spørsmål før grevling etablerer seg på disse siste, grevlingfrie områdene i denne landsdelen.

Nordover, fra de faste bestandene i Namdalsområdet, er grevlingens opptreden mindre forutsigbar og mer varierende, men trolig vil det fremdeles skje en ekspansjon og stabilisering av bestander også i denne regionen, nord til Saltfjellet. Hvor sammenhengende disse bestandene vil bli er imidlertid vanskelig å forutse. At Rana kommune ikke rapporterte om forekomst av grevling beror trolig på manglende informasjon til viltneimndas medlemmer, ettersom denne kommunen faktisk har flest kjente observasjoner (jf Straumfors 1979, Bevanger 1985, Meyer 1992) i Nordland. Det er også gjort én observasjon av grevling i henholdsvis Beiarn og Steigen kommuner. Observasjonen i Steigen, dvs nord for Bodø, ble gjort sommeren 1984 ut mot Helnessund, nær 68° N (P. Straumfors pers. medd.), og er hittil den nordligste observasjon av grevling i Norge.

Bestandsøkningen og ekspansjonen i utbredelsesområde etter 2. verdenskrig reiser flere interessante og klassiske, zoogeografiske spørsmål (jf Bevanger & Lindström 1995). Ved siden av de forhold som kan bidra til å forklare årsakene til ekspansjonen, vil det f.eks ligge utfordringer i forhold til det å kunne forutsi hva som blir artens fremtidige nordgrense i Skandinavia.

En arts realiserbare nisje er pr definisjon summen av de miljømessige betingelser og tilgjengelige ressurser som må være tilstede for at arten skal kunne opprettholde en livskraftig bestand i konkurranse med andre arter (jf f.eks Begon et al. 1990). Dagens kunnskap om grevling i den mellom- og nordboreale sone er begrenset. En del nøkkelfaktorer knyttet til grevlingens realiserbare nisje har imidlertid denne undersøkelsen bidratt til å identifisere.

Temperatur og nedbør er sentrale miljøfaktorer for de fleste arter, og må alltid tas i betraktning når utbredelsesmønstre analyseres. Grevling har utviklet flere mekanismer for å møte f.eks temperaturvariasjoner i sitt ytre miljø, spesielt i forhold til lave utetemperaturer. Den lager hi som isoleres med tørt løv og gress, samtidig som den senker kroppstemperaturen om vinteren (Fowler & Racey 1988, denne undersøkelsen), og sparer derigjennom energi i perioder med liten mattilgang, og den har en relativt god vinterpels. På bakgrunn av dette er det følgelig få områder i Norge grevling rent klimatiske ikke skulle kunne beherske.

Klimafaktorer kan imidlertid ikke betraktes isolert, de må bli sett i sammenheng med næringstilgang og reproduksjon. Når de første frostnettene kommer, setter disse vanligvis en effektiv stopper for grevlingens næringstilgang. I alle fall oppstår raskt en negativ energibalanse; dvs at det forbrukes mer energi under matsøket enn det tilføres energi gjennom den maten som er tilgjengelig for konsum. Det lønner seg med andre ord å krype inn i hiet og senke kroppstemperaturen. De 4-5 kg med fett som dyrene har å møte vinteren med skal rekke til bakken blir bar, og næring igjen blir tilgjengelig. Lengden på den perioden mat ikke er tilgjengelig må derfor kunne antas å ha avgjørende betydning for det enkelte individs overlevelsesmulighet.

En del modifierende faktorer gjør bildet mer nyansert og komplisert. Stikkord er mattilgang og hikvalitet. Stor næringstilgang om høsten vil naturlig nok tillate lengre hiperiode; grunnlaget for overlevelsessuksessen hos de voksne - og sjansen for vellykket fødsel og overlevelse for avkommet - legges i stor utstrekning om høsten. Fødselen skjer vanligvis fra midten av februar til overgangen mars/april. Diende unger taper raskt moren for oppsparte energireserver. Effektiviteten av grevlingens matsøk bestemmes ikke bare av om de klimatiske betingelser for produksjon av næringsobjekter har vært gode, men også av hvor effektivt dyrene kan komme til matkilden. Her vil forhold som avstand mellom hi og næringsområder, værforhold under selve næringsøket og lengden av perioden næringen er tilgjengelig komme inn. Tilgjengelighet av hi - og hikvalitet - er også faktorer av betydning (jf 6.5). Generelt må det antas at det i Norge er god tilgang på hihabitater for grevling, ettersom grevlinger, i tillegg til å grave hi selv, flittig benytter seg av steinur og andre former for "naturlige" hi. Hiområdet må imidlertid være tørt og godt drenert i tillegg til å holde en noenlunde stabil temperatur - over frysepunktet - også gjennom en kald vinter.

Det finnes m.a.o. en grense for hvor lenge en grevling kan være i hiet. Når dyrene kommer ut om våren, er de oftest temmelig magre og trenger derfor proteinrik kost for raskt å komme til kreftene (Lindström 1989). Den nærmeste og beste matkilden i denne perioden ligger like under jordoverflaten i form av meitemark. Grevlinger er svært effektive meitemarkjegere før vegetasjonen vokser til. Områder som har stor tetthet av store meitemarkarter, og som har tidlig avsmelting, må derfor antas å være optimale for grevling (jf 6.2, 6.4, 6.5).

Det er klar sammenheng mellom breddegrad og snødekkets varighet. Dess lengre nord en kommer, dess tidligere kommer den første frostnatta om høsten, og dess senere blir bakken snøbar om våren. Ett eller annet sted i Nord-Norge går derfor grevlingens "klimatiske toleransegrense". Det dreier seg imidlertid ikke om en statisk grense. Høyde over havet, lokale forhold - både temperaturmessig og næringsmessig - vil ha stor betydning. Ikke minst vil kort- og langsiktige variasjoner i klimaet bety mye. Milde vintre flere år på rad vil kunne føre til at arten rykker frem, for så å bli slått ut når en streng vinter inntreffer. Det er derfor nødvendig å være forsiktig med bruk av klimatiske data ved analyser av utbredelsesendringer, spesielt gjennomsnittstemperaturer, ettersom det ofte er de ekstreme tilstander som er avgjørende.

I Norge er det naturlig å tenke seg at kystområdene nord til Bodø har så pass lang barmarksperiode og lokalklimatisk gode betingelser at grevlingen vil kunne klare seg. Ekspansjon lengre nordover synes langt mindre sannsynlig.

Flere faktorer har vært fremsatt som mulige forklaringer på den dramatiske ekspansjonen i grevlingens utbredelsesområde etter siste krig (jf Bevanger 1985, Bevanger & Lindström 1995). Ettersom ingen enkeltfaktor uten videre synes å gi noe godt svar, er det mye som taler for at flere faktorer er inne i bildet, og at disse må ses i sammenheng.

Lokale, meteorologiske data, sammen med f.eks. årringanalyser av veksthastighet hos bartrær, har vist en langsiktig klimaforbed-

ring i deler av Skandinavia i løpet av de siste 100-150 år (Alexandersson & Eriksson 1989, Hofgaard et al. 1991). Klimaforbedringen i perioden 1931-60, sammenlignet med perioden 1901-30, er spesielt velkjent i Norge. Forskjellen mellom disse periodene i pentaterm (dvs. middeltemperatur for månedene mai-september) og vegetasjonstid, var for Røros henholdsvis +1 °C og 12 dager (Strand 1962). Slike gjennomsnittsmålinger kamuflerer de ekstreme situasjonene, men vil bidra til å forklare endringer i utbredelse.

Endringer i bruksformer innen jord- og skogbruk er også pekt på som mulige forklaringer uten at overbevisende korrelasjoner er påvist. At det både i Norge og Sverige etter krigen har skjedd en nedlegging av dyrkede arealer (som følgelig er blitt mer tilgjengelige som "beiteområder" for grevling) må antas å ha virket gunstig. Forhold knyttet til konkurranse synes dessuten interessant å diskutere. I dagens situasjon har grevling få konkurrenter utenom mennesket - og artsfrender. Tidligere var situasjonen en annen. Det er kjent at ulv tar grevling, og i perioder med tett ulvebestand kan dette ha bidratt til å holde grevlingbestanden nede. Gaupe er også kjent for å ta grevling (Bevanger 1990b). Generell tilbakegang av de store rovdirene må derfor kunne antas å ha ført til økt grevlingbestand (Bevanger & Lindström 1995).

Grevling er sårbar fordi den er lett å fange. Jakt og fangst har periodevis vært av stor betydning både i Norge og Sverige, og flere arter ble nesten borte fra faunaen på grunn av lite selektive fangstmetoder ble brukt i stor målestokk. Innføring av reguleringer i fangstmetodene og mer restriktive fredningsbestemmelser har uten tvil bidratt til økning i bestanden av en rekke arter, trolig gjelder det også grevling. Strengere båndtvangsbestemmelser for hunder (løse hunder drepte tidligere grevlinger om natten) og utflytting fra landsbygda (hvilket førte til færre kveldsjegere; E. Lindström pers. medd.), har trolig bidratt i samme positive retning. I dag blir mange grevlinger hvert år kjørt ihjel av biler og tog, i tillegg til at en del fremdeles blir skutt og avlivet på andre måter.

En mer spekulativ hypotese - i tilknytning til fysiologiske forhold - kan tenkes i tilknytning til grevlingens syn. Grevling er et typisk nattdyr og er følgelig i overveiende grad utstyrt med staver som synsceller, dvs. synsceller som er lysømfindtlige. Hvorvidt de lyse sommernettene i nord kan ha virket som en "fysiologisk barriere" for grevling kan teoretisk tenkes. Et individ i den sørskandinaviske populasjonen med en mutasjon som f.eks. bidro til å fjerne en slik lysbarriere, ville gi dets etterkommere en betydelig fordel ved at de kunne dra lengre og lengre nordover og derigjennom dra nytte av bl.a. mindre intraspesifikk konkurranse. Grevlinger er tildels meget aggressive overfor hverandre og påfører gjerne motparten kraftige bittsår i nakkeregionen og i baken; sår det lett går infeksjon i, og som i verste fall kan få dødelig utgang.

Grevlinger er antatt å være stasjonære dyr som ikke drar langt vekk fra fødestedet (Lindström 1989), noe som også synes å gjelde for unge dyr (Kruuk & Parish 1982, Cheeseman et al. 1987), selv om data for å bedømme grevlingens spredningsevne generelt synes å mangle. Genetiske forskjeller mellom familiegupper og populasjoner som geografisk ligger langt fra hverandre vil

fremmes av at det eksisterer en rekrutteringspreferanse av unge, reproduktive dyr fra egen familiegruppe, av liten utveksling av individer mellom gruppene og av at valg av make skjer innen egen sosiale gruppe (jf Evans et al. 1989). Det har generelt vært antatt blant forskere at innavl og nært slektskap har vært relativt utbredt hos grevling (Long 1986). Genutveksling mellom dyr, og populasjoner som geografisk sett ligger langt fra hverandre, må antas å være så liten at påvisbare genetiske forskjeller kan utvikles. Evans et al. (1989) undersøkte dette hos sosiale grupper av grevling i Gloucestershire i England og fant at gruppene genetisk hadde et visst underskudd mht heterozygositet, men at det var mindre forskjeller i genfrekvenser mellom de sosiale gruppene enn forventet ut fra det en mener å vite om grevlingens sosiale system. I motsetning til det som tidligere er antatt viser det seg at flere voksne individer innen hver gruppe reproducerer, i tillegg til at de besøker nabogrupper for å pare seg, noe som vil motvirke faren for innavlsdepresjon (Pusey & Wolf 1996).

6.10 Konflikter

Tatt i betraktning antall grevlinger som lever i byer og tettsteder, i forhold til antall konfliktmeldinger, kan det vanskelig sies at grevling representerer et generelt problem. Hovedinntrykket ved å lese avismeldinger om grevling er at det i første rekke er ekstremer tildragelser som trykkes. Ensidig, sensasjonspreget, og i stor utstrekning negativ fokusering på grevling fra massemediens side, øker naturlig nok ikke forståelsen for rovdyr (Bevanger 1990b). Det inntrykk enkelte aviser, og enkeltpersoner, synes å gå inn for å skape, er at en her har å gjøre med et ytterst farlig og aggressivt rovdyr.

Bofellesskap med mennesker innebærer alltid fare for å kvalifisere til betegnelsen "problemart". Grevling er ikke noe unntak, og "synderegisteret" er langt, inklusiv forårsakelse av nabokrangel. Etter et av prosjektets oppslag i Trondheimspressen ringte en dame og fortalte at hun i lengre tid hadde vært trakassert av naboen. Denne beskyldte hennes katt for å ødelegge nysådd plen og blomsterbed gjennom graving og "visittkort". Advokat var også koblet inn i saken. Samme kveld som nevnte avisoppslag kunne leses hadde hun kommet hjem og funnet en anseelig ekskrementhaug på lokket av søppeldunken - retur fra naboen. Ved å konsultere våre hikart, viste det seg at de to eiendommene lå knappe 100 m fra et av de få "naturhiene" i sentrumsområdet.

Grevlinghi, og soveplasser lokalisert til byggverk, kan få betydelige negative virkninger for "utleier". Det har forekommet at større deler av grunnmur har rast sammen. Romsteringen under gulvet kan dessuten anta slike former at det blir et problem. En eldre dame fra Trøgstad skrev i et brev at "Paringen var et kapittel for seg for det var så lavt under gulvet så hannen slo ryggen oppi gulvplankene og de gamle vinduene i den gamle kitten klirret så jeg var redd for at de skulle dette ut". Lukt på grunn av latriner anlagt i hi/oppholdssted er også problematisk. Hi i tilknytning til hus i det omfang som er kartlagt i Trondheim er tidligere ikke beskrevet (jf 6.5).

At grevling kommer i konflikt med mennesker har bakgrunn i artens tilpasningsdyktighet og levested i videste forstand. Selv om

grevling er en meitemarkspesialist i de nordvestlige deler av Europa (jf 6.2), er den også i stand til å leve av andre ting, og kan på mange måter opptre som en generalist og opportunist (Roper 1994). Grevlinger streifer derfor mye omkring. Kombinasjon av tett bestand, tilpasningsdyktighet og næringssøk, er en viktig årsak til at grevling stadig påtreffes i tettbebygde områder. I tillegg streifer både hanner og hunner rundt i forbindelse med forplantningen. Dette fører naturlig nok til en del konflikter (jf Bevanger 1989, 1990b, 1993, Harris et al. 1990b).

Både undersøkelsen i Trondheim (Bevanger 1990b), og blant kommunale viltneemnder (Bevanger 1993), ga et relativt entydig bilde av hvilke negative faktorer som var de mest fremtredene i tilknytning til grevling. Graveskader i plen, i forbindelse med at grevlinger har spist meitemark, kombinert med graving og ødeleggelser i blomsterbed, etablering av latriner, graving i kompost, plyndring av jordbær, grønnsaker, frukt og bærtrær, toppet listen. «Søppelgrevling» (velting av søppeldunker) er et utbredt fenomen, til tross for at det ved undersøkelsen i Trondheim kom inn relativt få rapporter om dette. Det var forbausende mange rapporter om graving under beboelseshus og fritidshus. Slik aktivitet skjer gjerne i forbindelse med at dyrene ser på stedet som et potensielt "hiområde". Oftest er det imidlertid snakk om «korttidsopphold».

Det kan imidlertid være nyttig å skille mellom "konflikter" av irrasjonell karakter, dvs grevling som fryktskaper, og konflikter av konkret art, som nevnt ovenfor. Personer i Midt-Norge, stilt overfor en ny og ukjent dyreart, har trolig vært ekstra vaksomme, og såvel rasjonelle som irrasjonelle responser har syntes å komme til uttrykk. Trolig skaper bevisstheten om å ha et «farlig rovdyr» som leieboer størst bekymring. Dessverre syntes det å være slik at det eneste mange mente å «vite» om grevling var at «den biter til det knaser i bein». At grevling i realiteten er et sky og fredelig dyr som nødvendig går til angrep - unntatt mot artsfrender - var det få som hadde hørt. Myten om grevling som en farlig og blodtørstig skapning er nok også bakgrunnen for at så mange som 25 % av «klagemeldingene» omfattet «redd grevling» (Bevanger 1993). Frykten syntes oftest å være ubegrunnet, men mange oppga at det gikk på angst for selv å bli angrepet av grevling eller at små barn eller kjæledyr skulle bli angrepet. Det er kjent at grevling har tatt livet av kattunger, men selv det synes å skje unntaksvis.

Når dyr lever tett innpå mennesker, vil det fra tid til annen nødvendigvis oppstå situasjoner som både kan virke - og for så vidt være - dramatisk for den enkelte, eksempelvis når en står ansikt til ansikt med grevling i garasjen eller boligblokkens kjellernedgang. I slike situasjoner kan dyr reagere aggressivt - og i pakt med sin natur. Når grevlinger føler seg truet, kan de også gå til angrep, i første rekke vil det være snakk om "skinnutfall" for å skremme. To personer fortalte om "personer de visste var bitt". I det ene tilfellet hadde en bekjent mistet en finger da en voksen grevling angrep i en hiåpning da han skulle ta en grevlingunge. I det andre tilfellet hadde en grevling som ble jaget av to artsfrender glefset etter foten på vedkommende da den sprang seg på ham.

Konkrete råd mot "grevlingskader", f.eks i hagen, er ikke alltid like lett å gi. Hovedprinsippet vil være å utelukke dyrene fra om-

rådet. Hagen må inngjerdes - enten med netting eller strømgjerde. Ved oppsett av nettinggjerde, er soliditeten viktig. Gjerdet må minimum være 1 m høyt og graves ned et stykke i bakken og "brettes" framover ca 1/2 m (minst 30 cm under bakkenivå) på utsida av eiendommen. Det enkleste er trolig, hvis forholdene ligger slik til rette, å benytte elektrisk gjerde ("gjeter"), dvs to tråder der den laveste er 75 og den høyeste 200 mm over bakken.

De største problemer oppstår når grevling etablerer seg som leieboer i tilknytning til beboelseshus og fritidshus. Nettinggjerde kan settes opp for å hindre at dyrene kommer inn i "hiet" - dvs under huset; selvfølgelig først etter at alle individer har forlatt hiet. Oppsett av elektrisk gjerde vil ofte også her være en enklere metode, spesielt i forbindelse med mindre og nyetablerte hi. Dette gjøres fortrinnsvis om natta, etter kl 2300 når grevlingen(e) i de fleste tilfeller har lagt ut på sitt nattlige matsøk. Å sikre søppeldunker mot grevling er relativt enkelt. Elastiske festebånd spent over lokket på dunken, med krokene festet i dunkens bærehåndtak eller bunn, er i de fleste tilfeller nok til å hindre en grevling fra å åpne lokket.

Det er mange som ønsker å bli kvitt grevling uten å foreta avliving (Bevanger 1993). Mange viltneemnder har i dag et system med utlån av burfeller til personer som har problemer med grevling. Når et dyr er fanget, er det stort sett to veier å gå - avliving eller flytting. Velges det siste alternativ, er det viktig å være klar over at dyrene har evnen til å finne tilbake til hiet, i tillegg til at det nesten alltid er flere dyr i området. Telemetriundersøkelsene i Trondheim og Mostadmark viste at grevling i urbane og rurale strøk periodevis vandrer mye og benytter en rekke tilholdssteder. Et attraktivt tilholdssted vil ofte bli okkupert umiddelbart hvis "besitteren" blir drept eller fjernet. Overlevelsessjansen til en grevling som fanges og slippes på et nytt, og for dyret ukjent sted, er sterkt redusert, bl a fordi den høyst sannsynlig angripes og kanskje drepes av områdets egne grevlinger. Generelt vil derfor avliving være å foretrekke, unntatt om våren når ungene fremdeles er avhengig av moren.

Flytting kombineres gjerne med at hiåpninger tettes/tilføres sterke lukstoffer for å få dyrene til å sky. Forslag på dieselolje, karbolineum, terpentin, klorin, møllkuler (naftalen), pepper, karbid, salmiakk, hundeeskrementer m.m. har i den forbindelse vært fremsatt uten at effektiviteten kan bekreftes.

I England er grevling totalfredet og det skal være tungtveiende grunner før dispensasjon til f eks avliving blir gitt. I tettbebyggelse oppstår tilsvarende konflikter i England som i Norge. Dette har bl a ført til at "The Royal Society for the Prevention of Cruelty to Animals" - RSPCA har utgitt heftet "Problem with badgers?" ("problemer med grevling?") (Harris et al. 1990b). Dette heftet gir veiledning om bl a aktuelle tiltak for å beskytte og forebygge hagen mot grevlingsskade.

Enkelte har hevdet at grevlingbestanden mange steder er så stor at kraftig beskatning er nødvendig for å unngå alvorlige konflikter, f eks i forhold til andre viltarter (jf Kristiansen 1985). Norge kan sies å være blant de land i Europa som har særdeles liberal lovgivning mht grevlingjakt. Arten kan jaktet fritt i tidrommet 21 august til 31 januar. Jakttiden ble i 1992 endret til ikke å omfatte februar ettersom det er registrert flere tilfeller av at grevling

får unger fra begynnelsen av februar (Bevanger 1990b). I tillegg tilhører grevling de "viltarter som kan felles uten særskilt tillatelse hele året av eier/bruker eller den han bemyndiger når viltet gjør skade som nærmere angitt" (jf Viltloven). Dette betyr at grevling i realiteten er "fritt vilt".

Det kan stilles spørsmål ved riktigheten av at Norge opprettholder ordinær jakt på grevling. Ifølge Viltloven er det en forutsetning for at en art skal kunne jaktes at den representerer en utnyttbar ressurs. Arbeidsutvalget i Nordisk jegersamvirke (NSJ) vedtok 10 november 1992 fem hovedprinsipper for "jaktbarhet". I punkt to står at: "Arten må representere en ressurs i form av mat eller pelsverk". Går vi 50 år tilbake i tiden ble både hår, hud og fett av grevling utnyttet. Det er ikke lenger tilfellet. Det synes derfor å være mer i tråd med prinsipper for moderne viltforvaltning at grevling tas ut av listen for jaktbare arter, men at hjemmel for avliving av skadedyr opprettholdes.

Det er unødvendig å gå langt tilbake i historien for å finne at alle rovpattedyr og rovfugler ble betraktet som menneskets fiender. I Storbritannia ble eksempelvis en rekke inhumane og tildels groteske fangst- og avlivingsmetoder brukt mot grevling (se f eks Meyer 1986, Clark 1988). I dag er denne situasjonen betydelig endret, i alle fall i store deler av Vest-Europa der internasjonalt vedtatte konvensjoner bidrar til et langt mer seriøst og nyansert syn på faunaforvaltning.

Grevling representerer en betydelig forskningsmessig såvel som forvaltningsmessig utfordring. Å ha et så stort rovdyr i tette befolkningssentra er i seg selv en enestående situasjon. Til tross for at grevling primært er nattaktiv, er det mange personer som kommer i kontakt med dyret. For de fleste er dette kanskje det eneste større rovdyr de noen gang vil komme til å se. De holdninger som skapes i forhold til grevling vil følgelig kunne bety mye for mer generelle holdninger som bygges opp.

Denne delen av prosjektet viste at det hersket betydelig usikkerhet i forhold til, og mangel på kunnskap omkring, grevling blant folk flest, og de fleste henvendelsene hadde bakgrunn i tre forhold - objektiv interesse, irritasjon og frykt. Fra et forvaltnings-synspunkt er det grunn til å være oppmerksom på at disse tre "holdningene" til grevling representerer forskjellige målgrupper som krever ulike "forvaltningsstrategier". Den klart største gruppen, som hadde et "aktivt" forhold til grevling, var de "objektivt interesserte", og holdningen hos disse var oftest positivt ladet, dvs knyttet til grevling som trivselsskapende faktor. Dette gir interessante perspektiver. Bruk av grevling som innfallsport til formidling og fremme av forståelse og kunnskap om dyr bør fra forvaltningens side kunne være et nyttig instrument i et holdningsskapende arbeid.

6.11 Landskapsøkologiske perspektiver

6.11.1 Naturinngrep, fragmentering og barrierer

De overordnede, biologiske og økologiske problemer knyttet til menneskets naturinngrep, er fragmenterings- og barriereeffekter ulike aktiviteter og byggverk kan ha i forhold til naturlig forekommende naturtyper, og den båndlegging, isolasjon og de-

struksjon som skjer i forhold til bestemte biotoper. Disse fragmenteringsprosessene går stadig raskere, og stadig mindre områder gjenstår som kan sies å være upåvirket i så måte (Direktoratet for naturforvaltning 1995). Menneskelig aktivitet medfører en kontinuerlig reduksjon i det biologiske mangfoldet som rammer alle tenkelige nivå; dvs fra landskap og unike naturtyper (økosystem- og samfunnsnivå), til populasjoner, subpopulasjoner, individ og gennivå. Urbane områder er i dag den type habitat som har størst vekstrate (Verdenskommisjonen for miljø og utvikling 1987).

Fragmenteringsprosesser fremstår stadig tydeligere som den største trussel i forhold til det biologiske mangfoldet, på såvel lokalt som internasjonalt nivå. 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 så 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 på ulike nivå, er «resultanten» av en kumulativ miljøpåvirkning, og av tallrike, isolerte beslutninger innen miljøforvaltning og politiske fora.

På denne bakgrunn er det viktig og ikke fokusere én type effekter isolert, selv om ulike inngrep kan ha høyst forskjellige effekter som spredningshindre, i forhold til biotopendring og -tap, som direkte dødelighetsfaktor, stressfaktor osv. Summen av mange barrierer og inngrep gir effekter av en helt annen dimensjon, og er den vesentligste årsak til at så mange arter eller populasjoner nå er i ferd med å forsvinne (Meffe & Carroll 1994).

Norge har ennå ikke opplevd samme dramatiske fragmentering av naturarealer som mange andre europeiske land, men dette endrer seg imidlertid meget raskt. Veier og andre barrierer har også hos oss en rekke uoversiktlige, økologiske langtidseffekter. Det er teoretisk sett liten tvil om at mosaikkområder, gjennomvevd av antropogene barrierer, får redusert bæreevne og lavere produksjon i forhold til enkeltarter. Bakgrunnen for det er en destabilisering av økosystemene gjennom endret fødetilgang, inter- og intraspesifikk konkurranse, predasjonstrykk osv. For eksempel vil arter som kan karakteriseres som generalister, og som er tilpasningsdyktige, komme bedre ut enn habitatspesialister. Dette er forhold som så langt er ubetydelig fokusert i Norge (Bevanger & Henriksen 1996).

6.11.2 Landskapsmønstre, prosesser, patcher og skaler

Landskapsøkologi er et relativt nytt begrep som vanligvis brukes om den del av økologisk forskning som fokuserer betydningen av menneskets påvirkning og omforming av landskapet vis a vis andre organismer, f eks hvordan fragmentering gjennom hogst kan bidra til å senke artsmangfoldet innen et område. Landskapsøkologien er følgelig i stor utstrekning opptatt av landskapsmønstre, landskapsendringer og landskapets funksjon i forhold til enkeltindividets overlevelsessevne. Sentrale elementer i

landskapsøkologien er knyttet til landskapets mosaikkstruktur, og hvordan patcher eller habitatøyer rent geometrisk er utformet og plassert i forhold til hverandre. Dyrs tilstedeværelse er avhengig av bestemte landskapsmosaikker, og enkeltelementenes interne plassering i landskapet. Viktig i dette bildet er selvsagt også hvordan landskapsmønstre endres over tid, og hvilken skalerings som legges til grunn - i utgangspunktet er alle habitater eller miljø «patchy», og det som er stort for en organisme, kan være lite for en annen (jf f eks Angelstam 1992).

Det kan derfor være nyttig å bruke arter som lever i områder som preges av mosaikkstruktur, endringer og kontraster for eventuelt å identifisere, landskapsøkologiske prinsipper av mer generell karakter. Komparative studier av grevling i urbane, suburbane og rurale miljø, dvs vesentlig i sterkt fragmenterte habitater, syntes, ut fra generell kunnskap om arten, å være et godt utgangspunkt for en tilnærming til problemstillinger av landskapsøkologisk relevans. Det synes ikke å være mange alternativer til grevling som studieobjekt for prosesser ved habitatfragmentering ved tilsvarende økologiske skala.

6.11.3 Metapopulasjoner

Metapopulasjonsteori (Levins 1970, Soulé & Simberloff 1986, Merriam 1988, Opdam 1988, Simberloff 1988) står sentralt i landskapsøkologien, på samme måte som habitatfragmentering gjør innen bevaringsbiologien (se f eks Harrison 1993). Verdi og relevans av dette begrepet har vært mye diskutert og kritisert i de senere år (se f eks Hanski 1989, Hanski og Gilpin 1991, Harrison 1993). Metapopulasjonsteori bygger på øyteori slik denne ble utviklet på 1960-tallet (MacArthur & Wilson 1967), og forutsetter at koloniseringsraten hos regionale populasjoner, dvs på landskapsnivå (metapopulasjoner), er lik eller større enn den lokale utryddelsesraten. Metapopulasjoner tenkes sammensatt av flere subpopulasjoner fordelt i en mosaikk av habitatflekker (patcher) (jf Harrison & Hastings 1996). I noen av patchene er individer tilhørende populasjonen til enhver tid fraværende, men muligheten for at slike patcher kan koloniseres er hele tiden tilstede. Andre patcher er bebodd av individer fra populasjonen, men disse forutsettes å kunne oppleve lokal utryddelse. Overlevelse av metapopulasjoner kan m.a.o. estimeres med bakgrunn i lokal utryddelsesrate av subpopulasjoner og rekoloniseringsrate av tomme patcher.

6.11.4 Spredning og korridorer

Spredning ("dispersal") er en nøkkelfaktor for fragmenterte populasjoners overlevelsemulighet (f eks Stenseth & Lidicker 1992), og et viktig element i denne spredningsmuligheten ligger i det som kan fungere som spredningskorridorer (f eks Fahrig & Merriam 1985, Murphy 1988). I den generelle diskusjon knyttet til habitatfragmentering, er korridorer følgelig et sentralt tema (se f eks Adams & Dove 1989). Ved effektive barrierer som motorveier, er artefakter og spesialkonstruksjoner, som f eks underliggende passasjer, nødvendig for at spredning mellom subpopulasjoner skal være mulig. I f eks jordbrukslandskap, med små rester av naturlige habitater, synes mange arters eksistens å bero på tilstedeværelse av et romlig nettverk (korridorer) som muliggjør spredning.

En landskapsmosaikk med habitatøyer er mer å betrakte som et «filter» enn som en barriere. En slik mosaikk vil slippe igjennom individer hos noen arter, men ikke alle. Ulike elementer, som f.eks. veier, fungerer som filter fordi enkeltindivider hos noen arter er istand til å krysse dem, mens andre ikke klarer det (jf Meffe & Carroll 1994). Overlevelseshabiliteter for metapopulasjoner kan være avhengig av at enkeltindivider har bevegelsesmuligheter mellom habitatøyer nok til å balansere utdøing fra lokale habitatflekker. Individenes evne til å forsere menneskeskapte barrierer mellom subpopulasjoner innen utbredelsesområdet hos en art kan m.a.o. være avgjørende for populasjonenes levedyktighet.

I forhold til større pattedyr defineres korridorer gjerne som smale, lineære habitatstriper som har verdi for viltet. Ved siden av kantskoger langs vann og vassdrag kan det dreie seg om ubebygde områder i tilknytning til kraftledninger, veier og jernbaner. Korridorer, med tilgrensende habitater, er blant de mest verdifulle arealer i det urbane miljøet. Områder med størst biodiversitet bevart i byområder, er vanligvis knyttet til arealer med topografi som gjør dem vanskelig tilgjengelige, i første rekke korridorer langs elver. Dette gjelder generelt mer eller mindre verden over (jf Murphy 1988). De virker som refugier for en rekke arter og reduserer isolasjonen til de større økosystemene som grenser opp mot de urbane områdene.

Et dyrs potensielle nytte av korridorer henger imidlertid nøye sammen med hva som kan identifiseres som barrierer for det. Salwasser (1986) poengterte f.eks. at voksne individer av den nordlige underarten av flekkugle *Strix occidentalis caurina* ikke krysser store åpne områder, men trenger korridorer av gammel-skog for å overleve i sine naturlige leveområder langs den nordvestlige Stillehavskysten, som nå er så fragmentert på grunn av skogsdrift at arten er sterkt utryddelsestruet. Økt kunnskap om hvordan den enkelte art "opplever" fragmenteringen - inklusive barrierene - vil stå sentralt.

Den ultimate, evolusjonære funksjon i forhold til dispersal vil være å øke reproduktiv suksess, mens de proksimate årsakene til at dispersal finner sted er knyttet til konkurranse om ressurser og partner og å unngå innavl (Sinclair 1992). Avgrensing av spredningsmuligheter vil følgelig kunne få avgjørende betydning for enkeltpopulasjoners overlevelse på sikt. Kunnskap om betydningen av korridorer og patcher har betydelig forvaltningsrelevans, ikke minst med hensyn til allokering av tomtearealer. Sentrale momenter er følgelig habitatforbedring - dvs kvalitetsheving, utvidelse av habitat-patcher og konstruksjon/bevaring av korridorer.

6.11.5 Landskapsøkologisk relevans

Hvilken relevans har en landskapsøkologisk tilnærmingssåte for større pattedyrarter som grevling? Dette spørsmål ble naturlig nok reist etter at prosjektet ble en del av NINAs instituttprogram for landskapsøkologi. Et av landskapsøkologiens mål er å fokusere effekter av landskapsendringer på dyrs forekomst og overlevelse, og formulere regler for utforming (design) og forvaltning av større områder. De sentrale landskapsøkologiske perspektiver i grevlingprosjektet berører m.a.o. aspekter såvel av metodisk og

akademisk interesse, som utfordringer i forhold til bærekraftig artsforvaltning. Den konkrete, praktiske vinkling er knyttet til spørsmål omkring hvilke endringer og inngrep som kan tolereres i en grevlingbiotop før det får følger for dyrenes eksistensmulighet. Det innebærer at det først må gis svar på hvilke habitatelementer og biotoper som gir livsgrunnlag for grevling. Et viktig poeng ble følgelig identifisering av hvilke nøkkelfaktorer innen grevlingen habitatene som kunne bidra til «å styre» dyrenes opptreden, og om de ble påvirket av landskapselementenes romlige fordeling og topografi. Valg av hiplass og fordeling av hi innen leveområdet, størrelse av leveområde, habitat- og næringspreferanser, mortalitetsfaktorer og demografiske data, var følgelig blant de mange aspekter som måtte belyses.

De to undersøkelsesområdene (Trondheim og Mostadmark) er vesensforskjellige fra hverandre. Trondheimsområdet representerer noe av de mest mosaikkpregete biotoper en kan finne sett fra norsk synspunkt, og er grovt sett et kulturlandskap med gradienter fra "ultraurbane" områder til jordbruksområder og skogsområder, og har i tillegg mange kantsoner (og korridorer) og rester etter naturlig vegetasjon. Mostadmarkområdet er langt mer homogent, er betydelig mindre oppstykket, og har færre patcher, i tillegg til at patchene arealmessig er betydelig større. Graden av isolasjon mellom de ulike patchene i Mostadmark er følgelig en annen enn i Trondheim. Sammenlignes fragmenteringsgraden, og isolasjonsgraden mellom de enkelte habitatøyer i Trondheim, med f.eks. store byer på Kontinentet eller jordbruksområder i Nederland og andre intensivt drevne jordbruksarealer, er imidlertid heller ikke Trondheimsområdet dramatisk fragmentert eller «isolert».

Metapopulasjonsteori er forsøkt benyttet på grevlingpopulasjoner (Opdam 1990, Lankester et al. 1991). Det må imidlertid stilles spørsmål om hvor relevant dette er for grevlingpopulasjoner i Midt-Norge, eller andre steder innen artens norske utbredelsesområde. «Habitatøyer» i Norge er relativt sett lite isolert sammenlignet med f.eks. sentraleuropeiske forhold. Dessuten synes de grevlingpopulasjonene som er undersøkt å ha mange særtrekk, sammenlignet med populasjonene i Storbritannia, som mye av dagens kunnskap er basert på. Dette gjelder særlig aktivitetområdenes størrelse (jf 6.3), men også hibrak (jf 6.5) og sosialt system (jf 6.6), så langt dette var mulig å identifisere. De demografiske data (jf 6.8) viser også en spesiell populasjonsstruktur, særlig i de urbane områdene. At grevling dessuten, i større utstrekning enn tidligere antatt, kan ha et betydelig spredningspotensiale, er demonstrert gjennom de endringer i artens forekomst som er registrert i løpet av de siste 50 år (jf 6.9) (Bevanger & Lindström 1995). Dvs at det synes å foreligge få barrierer som berører spredningsmulighetene for grevling hos oss. En annen komplikasjon er at unge grevlingpopulasjoner kan tenkes å eksponere andre mønstre i forhold til sosiale strukturer, hibrak og aktivitetsområder enn veletablerte populasjoner.

Forskjellene i demografisk struktur som ble funnet hos populasjonen i de urbane områdene (overvekt av unge dyr) og i de rurale områdene (større spredning i alderssammensetning), kan indikere at dødeligheten i urbane habitater er spesielt høy. At så stor andel av de radiomerkede dyrene i Trondheim ble ihjelkjørt (mellom 40 og 50 %), styrker dette inntrykket. Dyrene i Trondheim er avhengige av å krysse mange trafikkerte veier for å

komme frem til nærings-patcher, hiområder, eller for å finne en make. Tilsvarende situasjon gjelder ikke for dyrene i Mostadmark. Teoretisk vil grevlinger innen habitatøyer i Trondheim derfor kunne tenkes å bli temporært utryddet.

Det er foretatt få kritiske analyser av betydningen av korridorer på artsnivå for pattedyr. I Trondheim er arealene langs Nidelva en av de viktigste korridorene for at større pattedyr skal kunne bevege seg inn mot, eller ut fra, byen. Peiling av radiomerket grevling viste bl a at kantsonen ned mot Nidelva representerte viktige nærings- og hihabitater. Det ble også registrert at dyr i utkanten av undersøkelsesområdet (Bratsberg) vandret inn til bykjernen og etablerte seg der, dvs en avstand på ca 6 km. Dess mindre en subpopulasjon i en habitat-patch er, dess viktigere er det - for å kunne opprettholde en metapopulasjon - at dispersal kan finne sted mellom patcher. Relativt små endringer i mortalitetsraten hos voksne dyr endrer også metapopulasjonens overlevelse kraftig (Opdam 1990). Etablering av kunstige passasjer under de mest trafikkerte veiene, vil utvilsomt øke overlevelsen hos grevling i Trondheim. I løpet av prosjektperioden ble det lokalisert flere «hot spots» for påkjørsler. Grevling synes å være relativt konservativ mht valg og bruk av stier mellom nærings-patcher eller andre tilholdssteder, og det er derfor mulig å kartlegge hvor de verste ulykkespunktene er.

For å kunne benytte metapopulasjonsteori og estimere overlevelse av metapopulasjoner og modellere langsiktige endringer i grevlingpopulasjonen i Trondheimsregionen, er det nødvendig å ha kontroll på reproduksjon, mortalitet og dispersal av et større antall dyr og familieggrupper over et lengre tidsrom, dvs ha mulighet til å følge lokal utryddelse av subpopulasjoner og rekolonisering av tomme patcher. Så langt synes imidlertid urbaniseringsgraden og mosaikk- og barrierebelastningen, å være under det nivå som grevling kan tolerere. Men det synes å være et klart begrenset tilbud av egnede hiplasser og oppholdssteder for grevling i den indre bykjernen, og i de områdene som er «frisert» og mest «homogenisert» av blokkbebyggelse og plenarealer. Flere av de sentrale tilholdsstedene for grevling i Trondheim er i løpet av de siste 5-6 årene blitt ødelagt. De optimale grevlinghiene i bykjernen ligger i tilknytning til ubeboede hus med krypkjellere, lokalisert slik at det er korridorer ut mot nærings-patcher. I tillegg til slike «gratishi» vil avfall og antropogen betinget nærings-tilgang måtte antas å øke overlevelsen hos de urbane dyrene, og til en viss grad kompensere for økt dødelighet som f eks følge av trafikkdødelighet. Fra et forvaltningssynspunkt er det klart andre utfordringer hvis det foreligger en målsetning om å beholde grevlinger som en del av den urbane fauna (jf 6.10), sammenlignet med områder av mer rural karakter.

7 Sammendrag

«Grevlingprosjektet» ved NINA har bakgrunn i at det fra midten av 1970-tallet ble registrert en sterk økning i grevlingbestanden i de mest urbane deler av Trondheim kommune. Da Direktoratet for naturforvaltning på slutten av 1980-tallet påpekte betydningen av økt kunnskap om dyreliv i urbane områder, foreslo NINA i 1989 et langsiktig prosjekt som skulle fokusere grevlingens økologi i en urban-rural gradient i Trondheimsregionen. Prosjektet fikk en landskapsøkologisk vinkling i 1991 da prosjektet fikk organisatorisk tilknytning til NINAs instituttprogram for landskapsøkologi. At prosjektet i utgangspunktet ikke ble designet for å belyse landskapsøkologiske problemstillinger har satt begrensninger for hvor langt det har vært mulig å benytte landskapsøkologiske tilnæringsmåter og ta hensyn til programmets overordnede målsettinger.

Arbeidet ble utført i tilknytning til to studieområder, i henholdsvis Trondheim og Malvik kommuner i Sør-Trøndelag, med en geografisk avstand på ca 20 km. Trondheim kommune ligger på sørsiden av Trondheimsfjorden (63° 36' N, 10° 25' Ø) og utgjør 39.2 km². Studieområdet i Trondheim kan grovt deles i tre habitatkategorier - kjerne, midtre del og periferi. I kjerneområdet dominerer et sterilt miljø, preget av tett bebyggelse, asfalt og betong, der de grønne elementer ivaretas gjennom mindre parkanlegg og plenarealer. Med avtagende arealpress ut fra bykjernen, dominerer et «hagelandskap» («midtre del»). Etter hagelandskapet, som danner overgangssone mot de perifere (suburbane) arealer, dominerer kulturmark og mer urørte, naturtyper som løvskog. Studieområdet i Malvik (63° 18' - 63° 27' N, 10° 35' - 10° 57' Ø) er ca 60 km², og ligger stort sett innen mellomboreal region. Intensivt drevet granskog *Picea abies* dominerer store deler av landområdene. Løvskog (særlig bjørk *Betula verrucosa*, rogn *Sorbus aucuparia*, osp *Populus tremula* og hegg *Prunus padus*) finnes i lavereliggende områder. Sentralt i studieområdet ligger jordbruksarealer (primært beite- og slåttemark).

Prosjektets målsettinger har i første rekke vært knyttet til grevlingens økologi og populasjonsdynamikk, utbredelseshistorie, bestandsstatus og konfliktskaping.

Dietten til grevling var dominert av meitemark, men et bredt spekter av ulike næringsemner ble påvist i mindre mengder (f eks frosk, biller og andre insekter, bær, smågnagere, fugler og husholdningsavfall). Det var stor forskjell i tilgjengelighet av meitemark mellom ulike biotoper, med de største mengdene i rike løvskogsområder, noe som også gjenspeilet seg i grevlingens utnyttelse av de ulike biotopene. Utnyttelsen av de ulike biotopene var den samme for begge kjønn og gjennom sesongen, bortsett fra i barskogsområdet hvor beitearealer for sau og storfe ble mer brukt om høsten enn om våren. Dette skyldes trolig den positive effekten av økt mengde husdyrekskrementer og kortere gress, som gir grevlingen fordelaktige forhold når den leter etter meitemark.

Grevlingene brukte generelt større aktivitetsområder enn det som tidligere er påvist, men det var stor variasjon innenfor begge områdene. I det boreale barskogsområdet var størrelsen på aktivitetsområdene kjønns- og årstidsavhengig, mens i det urbane-

suburbane området var størrelsen alders- og årstidsavhengig. Den observerte forskjellen mellom de to områdene skyldes trolig ulik sosial organisering, som følge av høyere dødelighet p g a biltrafikk i det urbane-suburbane området. Ved høy dødelighet oppstår det ledige territorier, noe som vil påvirke unge grevlingers valg av eventuell spredning bort fra det området hvor de ble født. Dette forklarer trolig at unge grevlinger i Trondheim hadde større aktivitetsområder om våren, samt observasjonene av unge individer som etablerer seg langt unna (opp til 6 km) fra der de ble fanget første gang. Mens mye av variasjonen i aktivitetsområdenes størrelse i barskogsområdet kunne forklares ved spredning av rike meitemark-patcher, kunne trolig høy dødelighet i Trondheim være årsaken til at så ikke var tilfellet i det urbane-suburbane området.

Tettheten av grevlinghi i de to undersøkte områdene var lavere enn tidligere beskrevet, men både antall hi innenfor et territorium og antall hi brukt av den enkelte grevling (8-10 ulike hi) var høyere. Grevlingene brukte flest hi om sommeren og skiftet hi hyppig. Om høsten ble antall brukte hi redusert, og stabiliteten i hibruk økte gradvis frem mot overvintringsperioden hvor de kun brukte ett hi, hvorefter antall hi økte og stabiliteten avtok utover våren. De eneste observasjonene som avvek fra dette mønsteret var to reprodukerende hunner som brukte ett hi helt frem til ungene var store nok til å følge dem (juni).

Naturlige grevlinghi var små og ikke tilfeldig anlagt. De ble gravd ut på plasser som ga gode skjulmuligheter og hadde tidlig snøavsmelting. Det ble funnet et stort antall hi i forbindelse med bygninger og byggverk, spesielt i det urbane-suburbane området, et fenomen lite beskrevet i litteraturen tidligere.

Måling av kroppstemperatur hos to grevlinger gjennom vinteren viste en generell temperaturnedgang frem mot siste halvdel av desember, etterfulgt av en gradvis økning frem mot avslutningen av vinterperioden. Reduksjonen i kroppstemperatur lå i størrelsesorden 2-3 °C mellom høyeste og laveste temperatur i undersøkelsesperioden, og det ble funnet store døgnvariasjoner.

Kroppsvekten hos grevling viste stor variasjon gjennom året, med de laveste vektene om sommeren og de høyeste senhøstes. Økning i kroppsvekt frem mot senhøsten indikerer at grevling på disse breddegrader bygger opp kroppsreserver i størrelsesorden 5 kg for å klare vinterperioden, når det er liten eller ingen mattilgang.

Dødeligheten hos grevling gjennom året viste forskjeller mellom kjønn og aldersklasser. Det var et bimodalt mønster i dødelighet hos voksne grevlinger, hannene utgjorde mye av dødeligheten om våren, mens hunnene hadde høyest dødelighet om høsten. Unge grevlinger hadde høyest dødelighet om våren, mens årssunger først ble funnet i materialet fra sensommeren og utover. Aldersstrukturen var forskjellig mellom rurale og urbane-suburbane områder, med en lavere gjennomsnittlig levealder i det sistnevnte området. Årlig dødelighet for Trøndelagspopulasjonen som helhet ble funnet å være konstant omkring 35 % for grevlinger mellom ett og seks år. Netto reproduksjonsrate i populasjonen ble funnet å være tilnærmet lik én, noe som indikerer at veksten i populasjonen har stagnert etter tidligere års ekspansive vekst.

Utbredelsen til grevling i Norge i dag omfatter hele Sør-Norge, bortsett fra Vestlandsregionen, mens de nordlige deler av Nord-Trøndelag synes å representere nordgrensen for en fast grevlingbestand. Kystområdene nord til Bodø har så lang barmarksporiode og lokalklimatisk gode betingelser at grevling trolig vil kunne klare seg, men en ekspansjon lengre nordover synes lite sannsynlig.

Grevlingens bofellesskap med mennesker medfører konflikter, men det kan knapt sies at arten representerer noe generelt problem. Det er betydelig usikkerhet og mangel på kunnskap omkring grevling blant folk flest, og de fleste henvendelser hadde bakgrunn i tre forhold - objektiv interesse, irritasjon og frykt, hvor førstnevnte var den klart største gruppen. Bruk av grevling som innfallsport til formidling og fremme av forståelse og kunnskap om dyr bør fra forvaltningens side kunne være nyttig i et holdningsskapende arbeid. Ut fra etiske prinsipper for moderne viltforvaltning foreslås at grevling tas ut av listen for jaktbare arter, men at hjemmel for avlivning av skadedyr opprettholdes.

Landskapsøkologisk tilnærmingsmåte og relevans for større pattedyrarter som grevling diskuteres. For å kunne benytte metapopulasjonsteori og estimere overlevelse av metapopulasjoner og modellere langsiktige endringer i grevlingpopulasjonen i Trondheimsregionen, er det nødvendig å ha kontroll på reproduksjon, mortalitet og dispersal av et større antall dyr og familiegupper over et lengre tidsrom, dvs ha mulighet til å følge lokal utryddelse av subpopulasjoner og rekolonisering av tomme patcher. Så langt synes imidlertid urbaniseringsgraden og mosaikk- og barrierebelastningen, å være under det nivå som grevling kan tåle. Men det synes å være et klart begrenset tilbud av egnede hiplasser og oppholdssteder for grevling i den indre bykjernen, og i de områdene som er «frisert» og mest «homogenisert» av blokkbebyggelse og plenarealer. Flere av de sentrale tilholdsstedene for grevling i Trondheim er i løpet av de siste 5-6 årene blitt ødelagt. De optimale grevlinghiene i bykjernen ligger i tilknytning til ubebodde hus med krypkjellere, lokalisert slik at det er korridor ut mot nærings-patcher. I tillegg til slike «gratishi» vil avfall og antropogen betinget næringsstilgang måtte antas å øke overlevelsen hos de urbane dyrene, og til en viss grad kompensere for økt dødelighet som f eks følge av trafikkdødelighet. Fra et forvaltningssynspunkt er det klart andre utfordringer hvis det foreligger en målsetning om å beholde grevlinger som en del av den urbane fauna (jf 6.10), sammenlignet med områder av mer rural karakter.

8 Summary

The NINA "badger project" came into being because an appreciable increase in the badger population was registered in the most urban parts of Trondheim from the mid-1970's. When the Directorate for Nature Management, at the end of the 1980's, took up the need for increased knowledge about animal life in urban areas, NINA proposed in 1989 a long-term project to focus on the ecology of the badger in an urban-rural gradient in the Trondheim region. The project developed a landscape ecological bias in 1991 when it became part of the NINA institute programme for landscape ecology. The fact that the project was not at the outset designed to throw light upon landscape ecological problems placed limitations on how far it has been possible to utilise landscape ecological approaches while simultaneously giving due attention to the principal objectives of the programme.

The work was carried out in two areas in Sør-Trøndelag spaced about 20 km apart in the municipalities of Trondheim and Malvik, respectively. Trondheim is situated on the south side of Trondheimsfjord (63° 36' N, 10° 25' E) and covers 39.2 km². The area studied in Trondheim can be broadly divided into three categories of habitat - core, middle part and periphery. A sterile environment dominates the core area, which is densely built up and consists of asphalt and concrete with only small parkland areas and lawns forming the green element. With decreasing pressure on land away from the town centre, a "garden landscape" dominates the middle part. Beyond this transition zone, the landscape of the peripheral (suburban) area is dominated by fields and more undisturbed types of environment, such as deciduous woodland. The area studied in Malvik (63° 18' - 63° 27' N, 10° 35' - 10° 57' E) covers about 60 km² and is mainly situated in the middle boreal region. Intensively worked spruce forest *Picea abies* dominates large parts of the terrestrial areas. Deciduous forest (especially birch *Betula verrucosa*, rowan *Sorbus aucuparia*, aspen *Populus tremula* and bird cherry *Prunus padus*) occurs in lower-lying areas. The middle of the area studied is farming land (principally pasture and grass production).

The aims of the project were principally linked to the ecology and population dynamics of the badger, the history of its distribution, the status of the population and the creation of conflicts between people and badgers.

The diet of the badgers was dominated by earthworms, but a wide range of other kinds of food was found to be eaten in small quantities (e.g. frogs, beetles and other insects, berries, small rodents, birds and household refuse).

The availability of earthworms varied greatly from one biotope to another, the largest quantities being in deciduous woodland; this was also reflected by the exploitation of different biotopes by the badgers. The utilisation of the various biotopes was identical for both sexes and throughout the season, except for the boreal forest area where pasture grazed by sheep and cattle were more used in autumn than in spring. This is probably a consequence of the positive effect of larger quantities of livestock excrements and the shorter grass giving the badger improved conditions when searching for earthworms.

The badgers generally used larger home ranges than previous investigations have shown, but there were great variations within both areas. In the boreal forest area, the size of the home ranges varied with sex and season, whereas in the urban-suburban area the size depended on age and season. The difference observed between the two areas is probably a result of a different social organisation as a consequence of higher mortality caused by vehicles in the urban-suburban area. When there is high mortality, territories become available, thus influencing the choice of young badgers whether to move away from the area in which they were born. This probably accounts for young badgers in Trondheim having greater home ranges in spring and also explains observations of young individuals establishing themselves far away (up to 6 km) from where they were first captured. Although much of the variation in the size of the home ranges in the spruce forest could be explained by the distribution of rich earthworm patches, the high mortality in Trondheim was probably the reason that this was not the case in the urban-suburban area.

The density of badger setts in both the areas studied was lower than previously reported, but both the number of setts within a territory and the number of setts used by the individual badger (8-10 different setts) were higher. The badgers used more setts in summer and shifted sett frequently. Fewer setts were used in autumn and the stability in sett use gradually increased towards the wintering period when they used only one sett. Subsequently, the number of setts increased and the stability decreased during the spring. The only observations that diverged from this pattern were two reproducing females which used single setts until the cubs were sufficiently grown up to accompany them (June).

Natural badger setts were small and their sites were specifically selected. They were excavated in places which offered good opportunities for concealment and where the snow melted at an early date. A large number of setts were found in connection with buildings and other constructions, especially in the urban-suburban area, a feature that has been little described in the literature previously.

The measurement of body temperature in two badgers throughout the winter showed a general reduction in temperature until the second half of December, followed by a gradual increase until the end of the winter period. The reduction in body temperature was in the order of 2-3 °C between the highest and lowest temperatures in the period investigated, and large daily variations were noted.

The body weight of the badgers showed great variations over the year, the lowest weights being found in summer and the highest in late autumn. The increase in body weight towards the late autumn indicates that the badger at these latitudes builds up body reserves of around 5 kg to be able to withstand the winter when there is little or no access to food.

Mortality in the badgers throughout the year showed differences between sexes and age classes. There was a bimodal pattern in the mortality of adult badgers, males accounting for much of the mortality in spring and females having the highest mortality in autumn. Young badgers had the highest mortality in spring, but

those born in the same year first appeared in the statistics from late summer onwards. The age structure differed between the rural and the urban-suburban areas, the latter having a lower average lifespan. The annual mortality for the Trøndelag population as a whole was found to be consistently around 35% for badgers between one and six years of age. The net reproduction rate in the population was found to be virtually one, which indicates that the growth in the population has stagnated following the expansive growth of former years.

The present distribution of the badger in Norway covers the whole of south Norway, except the west. The northern part of Nord-Trøndelag seems to be the northern limit for a permanent badger stock. Since the coastal strip north to Bodø has a sufficiently long period when the ground is not snow covered and good local climatic conditions, the badger probably should be able to survive, but an expansion northwards seems unlikely.

Conflicts tend to arise when badgers and people live in close proximity to one another, but the species can scarcely be said to represent a general problem. Most people display considerable uncertainty and lack of knowledge concerning the badger, and most enquiries we received were motivated by objective interest, irritation or fear, the first being by far the largest category. It should be advantageous for the management authorities to make use of the badger as a vehicle for disseminating knowledge about, and promoting the understanding of, animals in their efforts to improve attitudes towards wildlife. The ethical principles of modern wildlife management make it appropriate for us to suggest that the badger should be removed from the list of animals that may be hunted, but access to slay individuals that become a pest should be retained.

Landscape ecological approaches and relevance for relatively large species of mammals like the badger are discussed. To be able to utilise the metapopulation theory and to estimate the survival of metapopulations and model long-term changes in the badger population in the Trondheim region, it is necessary to have knowledge about the reproduction, mortality and dispersal of a relatively large number of individuals and family groups for a long period, i.e. to have the opportunity to follow the local extermination of subpopulations and the recolonisation of empty patches. So far, however, it seems that the degree of urbanisation and the mosaic and barrier loads are below the level which the badger can tolerate. Nonetheless, there seems to be a strictly limited availability of suitable sett locations and living areas for the badger in the inner urban core and the areas that have been "tidied" and made most homogeneous by the building of blocks of flats and the laying of lawns. Several of the important places used by badgers in Trondheim have been destroyed during the last 5 or 6 years. The optimal badger setts in the town centre are associated with vacant houses that have low cellars and are located such that there are corridors out to food patches. In addition to such "free setts", refuse and access to food made available by people must be assumed to increase the opportunities for the survival of the urban animals and to a certain extent compensate for the increased mortality caused by, for example, traffic. From a management viewpoint, there are clearly other challenges if the intention is to retain the badger as part of the urban fauna (see 6.10), compared with areas of a more rural character.

9 Litteratur

- Adams, L.W. & Dove, L.E. 1989. Wildlife reserves and corridors in the urban environment. A guide to ecological landscape planning and resource conservation. - National Institute for Urban Wildlife, Columbia, Maryland.
- Aebischer, N.J. & Robertsen, P.A. 1992. Practical aspects of compositional analysis as applied to pheasant habitat utilization. - S. 285-293 i: Priede, I.G. & Swift, S.M. (red.). Wildlife telemetry: remote monitoring and tracking of animals. Ellis Horwood, New York.
- Aebischer, N.J., Robertsen, P.A. & Kenward, R.E. 1993a. Compositional analysis of habitat use from radio-tracking data. - Ecology 74: 1313-1325.
- Aebischer, N.J., Robertsen, P.A. & Kenward, R.E. 1993b. Survival and habitat utilisation: a case for compositional analysis. - S. 343-353 i: Lebreton, J.D. & North, P.M. (red.). Marked individuals in the study of bird population. Birkhäuser Verlag, Basel.
- Ahnlund, H. 1976. Age determination in the European badger, *Meles meles* L. - Z. Säugetierkunde 41: 119-125.
- Ahnlund, H. 1980. Sexual maturity and breeding season of the badger, *Meles meles* in Sweden. - J. Zool., Lond. 190: 77-95.
- Ahnlund, H. 1981. Productivity and mortality of the badger, *Meles meles* L. in central Sweden. - Publ. Dept. of Zoology, University of Stockholm, Sweden.
- Aitchison, J. 1986. The statistical analysis of compositional data. - Chapman and Hall, London.
- Alexandersson, H. & Eriksson, B. 1989. Climatic fluctuations in Sweden 1860-1989. - SMHI Reports Meteorology and Climatology 58: 1-58.
- Allredge, J.R. & Ratti, J.T. 1986. Comparison of some statistical techniques for analysis of resource selection. - J. Wildl. Manage. 50: 157-165.
- Allredge, J.R. & Ratti, J.T. 1992. Further comparison of some statistical techniques for analysis of resource selection. - J. Wildl. Manage. 56: 1-9.
- Andersen, J. 1954. The food of the Danish badger (*Meles meles danicus* Degerbøl). - Dan. Rev. Game Biol. 3: 1-75.
- Anderson, R.M. & Trewella, W. 1985. Population dynamics of the badger (*Meles meles*) and the epidemiology of bovine tuberculosis (*Mycobacterium bovis*). - Phil. Trans. R. Soc. Lond. B 310: 327-381.
- Angelstam, P. 1992. Conservation of communities - the importance of edges, surroundings and landscape mosaic structure. - S. 9-70 i: Hansson, L. (red.). Ecological principles of nature conservation. Elsevier Applied Science, London, New York.
- Bangjord, G. 1994. Viltet i Malvik. - Rapport nr. 1. Malvik kommune.
- Begon, M., Harper, J.L. & Townsend, C.R. 1990. Ecology: individuals, populations and communities. (2. utg.). - Blackwell Scientific Publications, Oxford.
- Bekoff, M., Daniels, T.J. & Gittleman, J.L. 1984. Life history patterns and the comparative social ecology of carnivores. - Ann. Rev. Ecol. Syst. 15: 191-232.
- Bernhardsen, T. 1992. Geografiske informasjonssystemer. - Vett & Viten a.s., Bærum.
- Bevanger, K. 1978. Grevlingen - et forholdsvís "nytt" innslag i den norske fauna. - Fortids kultur, samtids natur: 28.

- Bevanger, K. 1985. Utvikling av grevlingbestanden og utbredelse i Norge. - Fauna 38: 120-131.
- Bevanger, K. 1989. Grevling. Vilt i bymiljø. - DN Rapport 4: 37-40.
- Bevanger, K. 1990a. Grevlingen. - S. 178-191 i: Semb-Johansson, A. (red.). Norges Dyr, Pattedyr I. Cappelen, Oslo.
- Bevanger, K. 1990b. Grevling som konfliktfaktor i et urbant miljø. - NINA Forskningsrapport 11: 1-22.
- Bevanger, K. 1992. Vilt i bymiljø. - NINA Utredning 30: 1-42.
- Bevanger, K. 1993. Grevlingens status i Norge 1992. - NINA Oppdragsmelding 197: 1-26.
- Bevanger, K. & Henriksen, G. 1996. Faunistiske effekter av gjerder og andre menneskeskapte barrierer. - NINA Oppdragsmelding 393: 1-26.
- Bevanger, K. & Lindström, E. 1995. Distributional history of the European badger *Meles meles* in Scandinavia during the 20th century. - Ann. Zool. Fennici 32: 5-9.
- Bradbury, K. 1977. Identification of earthworms in mammalian scats. - J. Zool., Lond. 183: 554-555.
- Brøseth, H., Knutsen, B. & Bevanger, K. (in press). Spatial organization and habitat utilization of badgers *Meles meles*: effects of food patch dispersion in the boreal forest of central Norway. - Z. Säugetierkunde.
- Burrough, P.A. 1986. Principles of geographical information systems for land resources assessment. - Clarendon Press, Oxford.
- Caughley, G. 1977. Analyses of vertebrate populations. - J. Wiley & Sons, London.
- Chamrad, A.D. & Box, T.W. 1964. A point frame for sampling rumen contents. - J. Wildl. Manage. 28: 473-477.
- Cheeseman, C.L. & Mallinson, P.J. 1980. Radio tracking in the study of bovine tuberculosis in badgers. - S. 649-656 i: Amlaner, C.J. & MacDonald, D.W. (red.). A handbook on biotelemetry and radio tracking. Pergamon Press, Oxford.
- Cheeseman, C.L., Wilesmith, J.W., Ryan, I. & Mallinson, P.J. 1987. Badger population dynamics in a high-density area. - Symp. Zool. Soc. Lond. 58: 279-294.
- Cheeseman, C.L., Wilesmith, J.W. & Stuart, F.A. 1989. Tuberculosis: the disease and its epidemiology in the badger, a review. - Epidemiology and infection 103: 113-125.
- Christian, S.F. 1994. Dispersal and other inter-group movements in badgers, *Meles meles*. - Z. Säugetierkunde 59: 218-223.
- Clark, M. 1988. Badgers. - Whittet books, London.
- Cresswell, W.J. & Harris, S. 1988. Foraging behaviour and home-range utilization in a suburban badger (*Meles meles*) population. - Mammal Rev. 18: 37-49.
- Dahl, E., Elven, R., Moen, A. & Skogen, A. 1986. Vegetasjonskart over Norge. - Nasjonalatlas for Norge. Statens kartverk, Oslo.
- Davies, J.M., Roper, T.J. & Shepherdson, D.J. 1987. Seasonal distribution of road kills in the European badger (*Meles meles*). - J. Zool., Lond. 211: 525-529.
- Direktoratet for naturforvaltning. 1995. Inngrepsfrie naturområder i Norge. - DN Rapport 6: 1-36.
- Doncaster, C.P. & Woodroffe, R. 1993. Den site can determine shape and size of badger territories: implications for group-living. - Oikos 66: 88-93.
- Edwards, C.A. & Lofty, J.R. 1977. Biology of earthworms. (2. utg.). - Chapman and Hall, London.
- ESRI 1990. Environmental Systems Research Institute inc. - Redlands, California.
- Evans, P.G.H., MacDonald, D.W. & Cheeseman, C.L. 1989. Social structure of the Eurasian badger (*Meles meles*): genetic evidence. - J. Zool., Lond. 218: 587-595.
- Fahrig, L. & Merriam, G. 1985. Habitat patch connectivity and population survival. - Ecology 66: 1762-1768.
- Fowler, P.A. & Racey, P.A. 1988. Overwintering strategies of the badger, *Meles meles*, at 57°N. - J. Zool., Lond. 214: 635-651.
- Fremstad, E. & Elven, R. 1987. Enheter for vegetasjonskartlegging i Norge. - Økoforsk Utredning 1.
- Fylkeskartkontoret i Sør-Trøndelag 1979. - Økonomisk kartverk (1:5000). Sør-Trøndelag.
- Gilbert, O.L. 1989. The ecology of urban habitats. - Chapman and Hall, London.
- Gittleman, J. L. 1989. Carnivore group living: comparative trends. - S. 183-207 i: Gittleman, J. L. (red.). Carnivore behavior, ecology and evolution. Cornell University Press, New York.
- Griffith, H. 1991. On the hunting of badgers. - Piglet Press, Mid Glamorgan.
- Grue, H. & Jensen, B. 1979. Review of the formation of incremental lines in tooth cementum of terrestrial animals. - Dan. Rev. Game Biol. 11: 1-48.
- Haines-Young, R., Green, D.R. & Cousins, S.H. 1993. Landscape ecology and geographic information systems. - Taylor & Francis, London.
- Hanski, I. 1989. Metapopulation dynamics: Does it help to have more of the same. - TREE 4: 113-114.
- Hanski, I. & Gilpin, M.E. 1991. Metapopulation dynamics: brief history and conceptual domain. - S. 3-16 i: Gilpin, M. E. & Hanski, I. (red.). Metapopulation Dynamics. Academic Press, London.
- Harris, S. 1982. Activity patterns and habitat utilization of badgers (*Meles meles*) in suburban Bristol: a radio tracking study. - Symp. Zool. Soc. Lond. 49: 301-323.
- Harris, S. 1984. Ecology of urban badgers *Meles meles*: distribution in Britain and habitat selection, persecution, food and damage in the city of Bristol. - Biol. Conserv. 28: 349-375.
- Harris, S., Cresswell, W. J., Forde, P.G., Trehwella, W.J., Woollard, T. & Wray, S. 1990a. Home-range analysis using radio-tracking data - a review of problems and techniques particularly as applied to the study of mammals. - Mammal Rev. 20: 97-103.
- Harris, S., Cresswell, W., Reason, P. & Cresswell, P. 1992. An integrated approach to monitoring badger (*Meles meles*) population change in Britain. - S. 944-953 i: McCullough, D.R. & Barrett, R.H. (red.). Wildlife 2001. Populations. Elsevier Applied Science, London.
- Harris, S., Jefferies, D., Cheeseman, C. & Cresswell, W. 1990b. Problems with badgers? - RSPCA Wildlife Department.
- Harrison, 1993. Metapopulations and conservation. - S. 111-128 i: Edwards, P.J., May, R.M. & Webb, N.R. (red.). Large-scale ecology and conservation biology. Blackwell Scientific Publications, Oxford.
- Harrison, S. & Hastings, A. 1996. Genetic and evolutionary consequences of metapopulation structure. - TREE 11: 180-183.
- Haslett, J.R. 1990. Geographic Information Systems: a new approach to habitat definition and the study of distributions. - TREE 5: 214-218.
- Heisey, D.M. 1985. Analyzing selection experiments with log-linear models. - Ecology 66: 1744-1748.

- Hofgaard, A., Kullman, L. & Alexandersson, H. 1991. Response of old-growth montane *Picea abies* (L.) Karst. forest to climatic variability in northern Sweden. - *New Phytol.* 119: 585-594.
- Hofer, H. 1988. Variation in resource presence, utilization and reproductive success within a population of European Badgers (*Meles meles*). - *Mammal Rev.* 18: 25-36.
- Hunt, P.S. 1976. Anaesthesia of the European badger using ketamine hydrochloride. - *Vet. Rec.* 98: 94.
- Hysing-Dahl, C. 1954. Den norske grevling. - Univ. Bergen Årb. 1954: 1-55.
- Johnson, D. H. 1980. The comparison of usage and availability measurements for evaluating resource preference. - *Ecology* 61: 65-71.
- Johnson, M.K. & Hansen, R.M. 1977. Comparison of point frame and hand separation of coyote scats. - *J. Wildl. Manage.* 41: 319-320.
- Kauhala, K. & Helle, E. 1990. Age determination of the raccoon dog in Finland. - *Acta Theriologica* 35: 321-329.
- Kenward, R.E. 1987. *Wildlife radio tagging*. - Academic Press, London.
- Kenward, R.E. 1990. Ranges IV. Software for analysing animal location data. - NERC, ITE, Cambridge.
- Kenward, R.E. 1992. Quantity versus quality: programmed collection and analysis of radio-tracking data. - S. 231-246 i: Priede, J. G. & Swift, S. M. (red.). *Wildlife telemetry: remote monitoring and tracking of animals*. Ellis Horwood, New York.
- Korschgen, L.J. 1980. Procedures for food-habits analyses. - S. 113-137 i: Schemnitz, S.D. (red.). *Wildlife investigational techniques manual*. The Wildlife Society, Washington, D.C.
- Kristiansen, S.E. 1985. Grevlingjakt er nødvendig. - *Villmarksliv* 13: 48-51.
- Kruuk, H. 1978a. Spatial organization and territorial behaviour of the European badger, *Meles meles*. - *J. Zool., Lond.* 184: 1-19.
- Kruuk, H. 1978b. Foraging and spatial organisation of the European badger, *Meles meles* L. - *Behav. Ecol. Sociobiol.* 4: 75-89.
- Kruuk, H. 1989. *The social badger*. - Oxford University Press, Oxford.
- Kruuk, H. & Macdonald, D.W. 1985. Group territories of carnivores: empires and enclaves. I: Behavioural ecology: ecological consequences of adaptive behaviour. - S. 521-536 i: Sibly, R.M. & Smith, R.H. (red.). *Blackwell Scientific Publications*, Oxford.
- Kruuk, H. & Parish, T. 1981. Feeding specialization of the European badger *Meles meles* in Scotland, UK. - *J. Anim. Ecol.* 50: 773-788.
- Kruuk, H. & Parish, T. 1982. Factors affecting population density, group size and territory size of the European badger, *Meles meles*. - *J. Zool., Lond.* 196: 31-39.
- Kruuk, H. & Parish, T. 1987. Changes in the size of groups and ranges of the European badger (*Meles meles* L.) in an area in Scotland. - *J. Anim. Ecol.* 56: 351-364.
- Kruuk, H., Parish, T. & Brown, C.A.J. 1979. The use of pasture by the European badger (*Meles meles*). - *J. Appl. Ecol.* 16: 453-459.
- Kvam, T. 1984. Age determination in European lynx *Lynx l. lynx* by incremental lines in tooth cementum. - *Acta Zool. Fennica* 171: 221-223.
- Lankester, K., Apeldorn, R. van, Meelis, E. & Verboom, J. 1991. Management perspectives for populations of the Eurasian badger (*Meles meles*) in a fragmented landscape. - *J. Appl. Ecol.* 28: 561-573.
- Lee, K.E. 1985. *Earthworms: their ecology and relationships with soils and land use*. - Academic Press, Sydney.
- Levins, R. 1970. Extinction. - S. 75-108 i: Gerstenhaber, M. (red.). *Some mathematical questions in biology*. Am. Mathem. Soc., Providence, R. I.
- Lindström, E. 1989. The role of medium-sized carnivores in the Nordic boreal forest. - *Finnish Game Res.* 46: 53-63.
- Long, C.A. 1986. Kin selection in Eurasian badgers. - Abstract 0381 i Fuller, W.A., Nietfield, M.T. & Harris, M.A. (red.). *Abstracts of papers and posters, 4th Internat. Ther. Congr.*, Edmonton, 13-20 aug. 1985.
- Long, C.A. & Killingley, C.A. 1983. *The badgers of the world*. - Charles C. Thomas, Illinois.
- MacArthur, R.H. & Wilson, E.O. 1967. *The theory of island biogeography*. - Princeton University Press, Princeton NJ.
- Macdonald, D.W. 1983a. Predation on earthworms by terrestrial vertebrates. - S. 393-414 i: Satchell, J.E. (red.). *Earthworm ecology*. Chapman and Hall, London.
- Macdonald, D.W. 1983b. The ecology of carnivore social behaviour. - *Nature, Lond.* 301: 379-384.
- Mackintosh, C.G., MacArthur, J.A., Little, T.W.A. & Stuart, P. 1976. The immobilization of the badger *Meles meles*. - *Br. Vet. J.* 132: 609-614.
- Marcum, C.L. & Loftsgaarden, D.O. 1980. A nonmapping technique for studying habitat preferences. - *J. Wildl. Manage.* 44: 963-968.
- Martín-Franquelo, R. & Delibes, M. 1985. Ecology of the badger in Doñana, Mediterranean Spain. - Unpublished paper presented at the IVth Internacional Theriological Congress, Edmonton: available from Estación Biológica Doñana.
- Meffe, G.K. & Carroll, C.R. 1994. *Principles of conservation biology*. - Sinauer Associates, Inc., Sunderland, Massachusetts.
- Mehl, R. 1972. Ektoparasitter på grevling i Norge. - *Fauna* 25: 265-274.
- Merriam, G. 1988. Landscape dynamics in farmland. - *TREE* 3: 16-20.
- Meyer, K.A. 1992. Grevling. Glimt fra Rana museum. - *Rana Blad* 21 nov.
- Meyer, R. 1986. *The fate of the badger*. - B.T. Batsford Ltd, London.
- Murphy, D.M. 1988. Challenges to biological diversity in urban areas. - S. 71-7 i: Wilson, E.O. (red.). *Biodiversity*. National Academy Press, Washington DC.
- Neal, E.G. 1988. The stomach contents of badgers, *Meles meles*. - *J. Zool., Lond.* 215: 367-369.
- Neal, E.G. & Cheeseman, C.L. 1991. Badger. - S. 415-423 i: Corbet, G.B. & Harris, S. (red.). *The handbook of British mammals*. Blackwell, Oxford.
- Neal, E.G. & Roper, T.J. 1991. The environmental impact of badgers (*Meles meles*) and their setts. - *Symp. Zool. Soc. Lond.* 63: 89-106.
- Neu, C.W., Byers, C.R. & Peek, J.M. 1974. A technique for analysis of utilization-availability data. - *J. Wildl. Manage.* 38: 541-545.
- NINA 1993. NINAs instituttprogrammer for perioden 1991-1995. - NINA Notat.

- O'Corry-Crowe, G., Eves, J. & Hayden, T.J. 1993. Sett distribution, territory size and population density of badgers (*Meles meles* L.) in east Offaly. - S. 35-56 i: Hayden, T.J. (red.). The badger. Royal Irish Academy, Dublin.
- Opdam, P. 1988. Populations in fragmented landscape. - S. 75-77 i: Schreiber, K.F. (red.). Connectivity in landscape ecology. Munstersche Geographische Arbeiten 29. Munster, BDR.
- Opdam, P. 1990. Understanding the ecology of populations in fragmented landscapes. - S. 373-380 i: Myrberget, S. (red.). Trans. 19th IUGB Congress, vol. 2. Trondheim.
- Parish, T. & Kruuk, H. 1982. The uses of radio-tracking combined with other techniques in studies of badger ecology in Scotland. - Symposia of the Zoological Society of London 49: 291-299.
- Pigozzi, G. 1987. Behavioural ecology of the European badger (*Meles meles* L.): diet, food availability and use of space in Maremma Natural Park, Central Italy. - Ph.D. thesis, Univ. Aberdeen, Scotland.
- Pigozzi, G. 1991. The diet of the European badger in a Mediterranean coastal area. - Acta Theriol. 36: 293-306.
- Pusey, A. & Wolf, M. 1996. Inbreeding avoidance in animals. - TREE 11: 201-206.
- Raw, F. 1959. Estimating earthworm populations by using formalin. - Nature, Lond. 184: 1661-1662.
- Reimers, E. & Nordby, O. 1968. Relationship between age and tooth cementum layers in Norwegian reindeer. - J. Wildl. Manage. 32: 957-961.
- Rodriguez, A. & Delibes, M. 1992. Food habits of badgers (*Meles meles*) in an arid habitat. - J. Zool., Lond. 227: 347-350.
- Roper, T.J. 1992a. Badger *Meles meles* setts-architecture, internal environment and function. - Mammal Rev. 22: 43-53.
- Roper, T.J. 1992b. The structure and function of badger setts. - J. Zool., Lond. 227: 691-694.
- Roper, T.J. 1993. Badger setts as a limiting resource. - S. 24-34 i: Hayden, T.J. (red.). The badger. Royal Irish Academy, Dublin.
- Roper, T. J. 1994. The European badger *Meles meles*: food specialist or generalist? - J. Zool., Lond. 234: 437-452.
- Roper, T.J. & Christian, S. F. 1992. Sett use in badgers (*Meles meles*). - S. 661-669 i: Priede, I.G. & Swift, S.M. (red.). Wildlife telemetry: remote monitoring and tracking of animals. Ellis Horwood, New York.
- Roper, T.J., Conrad, L., Butler, J., Christian, S.E., Ostler, J. & Schmid, T.K. 1993. Territorial marking with faeces in badgers (*Meles meles*): a comparison of boundary and hinterland latrine use. - Behaviour 127: 289-307.
- Roper, T.J., Tait, A.I., Fee, D. & Christian, S.F. 1991. Internal structure and contents of three badger (*Meles meles*) setts. - J. Zool., Lond. 225: 115-124.
- Salwasser, H. 1986. Conserving a regional Spotted Owl population. - S. 228-245 i: Ecological knowledge and environmental problem-solving. National Academy Press, Washington DC.
- Satchell, J.E. 1967. Lumbricidae. - S. 259-322 i: Burgess, A. & Raw, F. (red.). Soil biology. Academic Press, London.
- Schmutz, J.A. & White, G.C. 1990. Error in telemetry studies: effects of animal movement on triangulation. - J. Wildl. Manage. 54: 506-510.
- Semb-Johansson, A. 1992. Frosker. - S. 55-62 i: Jonsson, B. & Semb-Johansson, A. (red.). Norges Dyr, Fiskene 1. J. W. Cappelens Forlag a.s, Oslo.
- Shepherdson, D.J., Roper, T.J. & Lüps, P. 1990. Diet, food availability and foraging behavior of badgers (*Meles meles* L.) in southern England. - Z. Säugetierk. 55: 81-93.
- da Silva, J. & Macdonald, D.W. 1989. Limitations to the use of tooth wear as a means of ageing Eurasian Badgers, *Meles meles*. - Rev. Ecol. (Terre Vie) 44: 275-278.
- da Silva, J., Macdonald, D.W. & Evans, P.G.H. 1994. Net cost of group living in a solitary forager, the Eurasian badger (*Meles meles*). - Behav. Ecol. 5: 151-158.
- da Silva, J., Woodroffe, R. & Macdonald, D.W. 1993. Habitat, food availability and group territoriality in the European badger, *Meles meles*. - Oecologia 95: 558-564.
- Simberloff, D. 1988. The contribution of population and community biology to conservation science. - Ann. Rev. Ecol. Syst. 19: 473-512.
- Sinclair, A.R.E. 1992. Do large mammals disperse like small mammals? - S. 229-242 i: Stenseth, N.C. & Lidicker, W.Z. (red.). Animal dispersal. Small mammals as a model. Chapman & Hall.
- Skoog, P. 1970. The food of the Swedish badger, *Meles meles* L. - Viltrevy 7: 1-120.
- Sleeman, D.P. & Mulcahy, M.F. 1993. Behaviour of Irish badgers in relation to bovine tuberculosis. - S. 154-165 i: Hayden, T. J. (red.). The badger. Royal Irish Academy, Dublin.
- Soulé, M.E. & Simberloff, D. 1986. What do genetics and ecology tell us about the design of nature reserves? - Biol. Conserv. 35: 19-40.
- SPSS Inc. 1993a. SPSS Windows: base System User's Guide, Release 6.0. - SPSS Inc, Chicago.
- SPSS Inc. 1993b. SPSS Windows: Advanced Statistics, Release 6.0. - SPSS Inc, Chicago.
- Stenseth, N.C. & Lidicker, W.Z. 1992. Animal dispersal. Small mammals as a model. - Chapman & Hall.
- Strand, L. 1962. Temperaturrendringer i de siste decenniene. - Medd. Det norske Skogforsøksvesen. 18: 45-84.
- Straumfors, P. 1979. Grevlingen (*Meles meles*) i Nordland. - Ranas Dyreliv 2: 18-19.
- Teagle, W.G. 1969. The badger in the London area. - London Nat., 48: 48-75.
- Thornton, P.S. 1988. Density and distribution of badgers in south-west England-a predictive model. - Mammal Rev. 18: 11-23.
- Vander, A.J., Sherman, J.H. & Luciano, D.S. 1990. Human physiology: the mechanisms of body function. Femte utgave. - McGraw-Hill Publishing Company, New York.
- Verdenskommisjonen for miljø og utvikling. 1987. Vår felles framtid. - Tiden Norsk Forlag.
- White, G.C. & Garrott, R.A. 1990. Analysis of wildlife radiotracking data. Academic Press, London.
- Wiertz, J. & Vink, H. 1986. The present status of the badger, *Meles meles* (L., 1758) in the Netherlands. - Lutra 29: 21-50.
- Wiig, O. 1986. Sexual dimorphism in the skull of minks, *Mustela vison*, badgers, *Meles meles* and otters, *Lutra lutra* - Zool. J. Linn. Soc. 87: 163-179.
- Woodroffe, R. 1993. Alloparental behaviour in the European badger. - Anim. Behav. 46: 413-415.
- Woodroffe, R. & Macdonald, D.W. 1992. Badger clans: demographic groups in an antisocial species. - J. Zool., Lond. 227: 696-698.
- Woodroffe, R. & Macdonald, D.W. 1993. Badger sociality - models of spatial grouping. - Symp. Zool. Soc. Lond. 65: 145-169.

- Wray, S., Cresswell, W.J. & Rogers, D. 1992. Dirichlet tessellations: a new, non-parametric approach to home range analysis. - S. 245-255 i: Priede, I.G. & Swift, S.M. (red.). Wildlife telemetry: remote monitoring and tracking of animals. Ellis Horwood, New York.
- Aaris-Sørensen, J. 1987. Past and present distribution of badgers, *Meles meles* in the Copenhagen area. - Biol. Conserv. 41: 159-165.
- Aaris-Sørensen, J. 1995. Road-kills of badgers (*Meles meles*) in Denmark. - Ann. Zool. Fennici 32: 31-36.