

ARE RESERVES ENOUGH? THE VALUE OF FOREST RESERVES FOR BOREAL FOREST BIRDS IN OSLO AND AKERSHUS, SOUTH-EASTERN NORWAY

ER RESERVATER NOK? VERDIEN AV SKOGRESERVATER FOR BOREALE SKOGLEVENDE FUGLER I OSLO OG AKERSHUS

ASTRID HAAVIK

NORWEGIAN UNIVERSITY OF LIFE SCIENCES
DEPARTMENT OF ECOLOGY AND NATURAL RESOURCE MANAGEMENT
MASTER THESIS 30 CREDITS 2010



Preface

This master thesis is the final 30 credits of my Master of Science degree in Natural Resource Management. To study the efficiency of the current forest reserve network is both interesting and important. The conflict between the forest industry and environmental agencies has caused much debate in this country and conservationists, researchers and foresters do mostly not agree.

I would like to thank my supervisor, Professor Svein Dale for helping me with the fieldwork, letting me use his data, carefully collected through two decades, and for all useful comments he has given during the last year. I also want to thank Jorunn O. Vallestad, Torleif Bakke, Victoria M. Kristiansen and Prof. Sigmund Hågvar for commenting on my manuscript.

The fieldwork for the thesis was funded by the Norwegian Directorate for Nature Management and The Environmental office of the County Governor of Oslo and Akershus.

For those of you that might be interested in reading the thesis in Norwegian you will find a Norwegian version in Appendix 2.

Astrid Haavik
Ås, March 15th 2010

Abstract

A large number of old-growth forest species has been negatively affected by modern forestry practices. In Norway, a plan for protection of boreal forest was proposed in 1988, but still only 1.7 % of productive forest is protected. This study estimates densities and proportion of birds found in coniferous forest reserves, proposed protected areas and unprotected coniferous forests (control areas) in Oslo and Akershus, on the border between boreonemoral and southern boreal vegetation zones in SE Norway. Results are based on point counts (density of birds) and species lists (proportion and occurrence of bird species). Nature reserves had a larger proportion of mature forest than any other category, but did not have higher total density of birds. Proposed protected areas did not have higher densities of birds than unprotected forest, and after the time of their proposals, around 1000 ha of total area has been harvested. Several species, however, had more occurrences inside a nature reserve or a proposed protected area than expected if occurrences were randomly distributed across all sites visited. But rarely more than 10-30 % of occurrences were within reserves. The results of this study suggests that boreal forest nature reserves play a small role in the protection of boreal forest bird species in the study area, and that the future of boreal specialist birds relies on managed forest to a large degree. I suggest that the successful recovery of boreal forest specialist bird populations can be achieved in two ways: Setting aside large tracts of natural or semi-natural forests as reserve networks and implementing strict rules to forestry management, to enhance natural forest characteristics in managed forest.

Table of contents

Preface	
Abstract	
Introduction.....	1
Methods	4
Study area	4
Site selection	4
Point counts.....	5
Forest characteristics.....	6
Database.....	6
Current status of proposed protected areas	6
Data analysis	7
Results.....	8
Forest characteristics.....	8
Bird point counts.....	8
Species lists.....	9
Current status of proposed protected areas	9
Discussion.....	10
Birds in reserves in Oslo and Akershus	10
Old-growth forest properties.....	11
Why are reserves of little value for boreal birds in Oslo and Akershus?	14
How can forest management be improved? The road ahead	15
Conclusion	18
References.....	19
Tables.....	26
Figures	32
Appendix 1	
Appendix 2	

Introduction

Modern forestry practices of clear-cutting and single-species forestry has replaced a large proportion of the old-growth forest of the boreal vegetation zone in Fennoscandia (Angelstam & Mikusinski 1994; Berntsen & Hågvar 2008; Esseen et al. 1997; Stokland 1997; Väisänen et al. 1986). Old-growth forest here refers to forest which is “well above the normal final felling age” for managed forest (Hanski & Walsh 2004, p. 48). Man’s use of the boreal forest stretches back to the origin of the forest itself, but large-scale deforestation was not evident until the 1600’s (Hansson & Larsson 1997). Today there is more forest area than ever in Fennoscandia, but there has never been so little old-growth forest as today (Esseen et al. 1997). Large numbers of species have been affected and experienced population declines (Helle & Järvinen 1986; Lie et al. 2009; Martikainen et al. 2000; Nascimbene et al. 2009; Rolstad & Rolstad 1999). Effects of forestry on species living in the forest include habitat loss, habitat alteration and fragmentation. About 20 % of all red-listed species in Norway are linked to old-growth forest (Kålås et al. 2006). Protection of small forest patches of particular interest has been carried out all through the 20th century in Norway, but a systematic conservation plan did not come about until 1988. The Norwegian Plan for Protection of Coniferous Forest was proposed by the Panel of Coniferous Forest (Barskogsutvalget) that was appointed by the government to assess the status of conifer forest conservation. This was part of a growing awareness of the need to create reserves of the few remaining areas of unmanaged forest and the goal was to protect representative samples of all forest types (Berntsen & Hågvar 1991; Korsmo 1991). In spite of this, only 1.7 % of the productive forest is protected today, although specialist evaluations claim that at least 4.5 % of productive forest should be protected to conserve the most important features of these ecosystems (Berntsen & Hågvar 2008; Framstad et al. 2002). In Oslo and Akershus, situated in the south-eastern part of Norway, there are 24 coniferous forest reserves with a total area of 5331 ha, 1.5 % of the total 328 000 ha of productive forest in the two counties (Tomter et al. 2002). In addition, there were 26 additional areas proposed as nature reserves in 1993, comprising 6700 ha, which have not been protected so far (Korsmo & Svalastog 1993a; Korsmo & Svalastog 1993b). In Oslo and Akershus only two percent of the forests are over 160 years old, thus non-protected forests are under efficient forest management schemes, with little or no room for old-

growth species (Tomter et al. 2002). It is evident that there is need for a re-evaluation of forest protection in Oslo and Akershus to reach the goals that are set. In systematic conservation planning the first step is to assess how efficient existing reserves are at protecting the species that depend on this particular habitat. Then plans on how new reserves should be placed can be made (Margules & Pressey 2000).

Birds can be useful indicators of changes in environment and biodiversity, because the species are widespread, easy to detect and the biology is well known for most species (Bibby et al. 2000). The abundance of boreal forest specialist birds is declining, mostly because of specific habitat requirements that involve large amounts of dead wood, snags and coarse woody debris, trees of large dimensions, deciduous trees and shelter from predators (Angelstam et al. 2003; Helle & Järvinen 1986; Swenson 1993). Studies in Finland showed that woodpeckers and several hole-nesting birds preferred reserves over managed forest (Virkkala et al. 1994a; Virkkala et al. 1994b). When trying to define an indicator bird species for valuable coniferous forest, Roberge and Angelstam (2006) found that three-toed woodpecker (*Picoides tridactylus*) indicated the highest species richness, being strongly dependent on old-growth spruce forest (Angelstam & Mikusinski 1994). Indicator species help locate forests of high value for conservation, yet many such areas remain unprotected despite their values being well documented. Furthermore, productive boreal forests at low elevations have the highest biodiversity and occurrence of threatened species, but protected forests are skewed towards sites at high elevation and low productivity (Framstad et al. 2002). Thus, how can current reserve networks support sustainable populations of old-growth boreal forest species?

The aim of this study is to compare the occurrence of birds, especially boreal old-growth forest specialists, within nature reserves, proposed protected areas and non-protected control areas to test if nature reserves harbour higher breeding densities and larger proportions of total populations of these species, than managed forest. I will try to determine if present boreal forest reserves in Oslo & Akershus are efficient in conserving bird species that are associated with this forest. Expectations are higher densities of boreal specialist birds in nature reserves, and also in proposed protected areas, compared to non-protected forest. In addition the occurrence of boreal specialist bird species will be expected to be higher in nature reserves and proposed protected areas. If reserves alone are supposed to protect specialist bird species from extinction,

one would expect that large proportions of populations of specialist bird species should be within nature reserves.

In addition, the current status of formerly proposed protected areas was assessed. These are not under any legal protection and owners can choose to harvest the areas as they please, thus reducing or even eliminating the original value for conservation. Such actions have been documented in the past (Korsmo 1991), but to my knowledge, no comprehensive study has been conducted to estimate how much is lost.

Methods

Study area

This study was conducted in the two counties Oslo and Akershus in the south-eastern part of Norway during 28 April – 29 June 2009. The study area lies on the border between southern boreal and boreonemoral vegetation types (Moen et al. 1999; Stokland 1997). This implies a conifer dominated forest with Norway spruce (*Picea abies*) and Scots pine (*Pinus sylvestris*). Deciduous trees, such as birch (*Betula* spp.), aspen (*Populus tremula*) and willows (*Salix* spp.) are found in early successional stages, or as single trees in mature forest and along streams and bogs (Angelstam & Mikusinski 1994; Esseen et al. 1997). In Oslo and Akershus productive forest comprises 64 % of the total land area (Tomter et al. 2002). Three categories of forest were surveyed; nature reserves with coniferous forest, areas that have been proposed as forest reserves (because of features that are of conservation interest) and areas that are not protected. Areas that are not protected were sampled as control areas to reserves and proposed protected areas respectively.

Site selection

Lists and maps of all reserves and proposed protected areas were gathered. Reserve borders are shown on all topographic maps in the M711-series (Norwegian Mapping Authority 2002). For additional information, the online database Naturbase was used (Direktorat for naturforvaltning 2009). This database contains information related to each reserve, such as basis for protection, size etc, and is updated by the Norwegian Directorate for Nature Management. Areas proposed for protection are not under any kind of legal protection. These areas were described in reports on coniferous forest areas of conservation value in 1993 (Korsmo & Svalastog 1993a; Korsmo & Svalastog 1993b). Twenty-six areas of conservation value that were proposed as reserves were still not protected in 2009. There have been supplements and enlargements to these areas later on, adding three more sites of 1000 ha, and together these constituted the sample proposed protected areas (PPA's) (Røsok 2007). Control areas were sampled in randomly selected forest areas adjacent to reserves or proposed protected areas to enable pairwise comparisons. A total of 20 nature reserves (16 with corresponding controls)

and 26 proposed protected areas (22 with corresponding controls) were visited. In some locations we were unable to visit control areas. This was mainly because of lack of adjacent coniferous forest ($n = 3$), weather conditions ($n = 2$), one proposed protected area adjacent to a reserve ($n = 1$) and some areas were situated so close together that they were assigned a joint control area ($n = 4$, e.g. two occasions where two areas were assigned a common control area).

Point counts

Bird censuses were based on the point sample method, with aural detection of singing males (Bibby et al. 2000; Johnson 2008). Sightings of females or fledglings or non-singing males were included as well. Points were placed 300 metres apart to avoid counting the same birds twice. Number of plots within each site varied with the size of the forested areas. The smallest reserves could only fit two points. Other areas were too large to be able to place point samples across their entire area, so only a portion was surveyed. Maximum number of points in an area was 11. Each point was observed for three minutes, and every bird within a 50 m radius was noted (Alldredge et al. 2007). Censusing was carried out between sunrise and 12 am. All points were placed at least 100 m from the edge of reserves or proposed protected areas. In the same way, all control points were at least 100 m outside the reserves or proposed protected areas. We tried to alternate visits to nature reserves and proposed protected areas, during the entire field period, and control areas were visited the same day as the corresponding reserve or PPA (two exceptions). In total, we spent 46 days in the field.

There was no significant difference in sampling dates for nature reserves and proposed protected areas ($t = -0.94$, $df = 76$, $p = 0.39$). There were no significant differences in time of day for visits to nature reserves and PPA's ($t = 0.98$, $df = 529$, $p = 0.33$). There was no significant difference in time for sampling nature reserves and the corresponding controls ($t = 0.91$, $df = 211$, $p = 0.36$). In the proposed protected areas there was a significant difference in time of day for sampling ($t = -2.07$, $df = 359$, $p = 0.04$), as the control areas were sampled on average about 30 minutes later (mean: 7:38 am vs. 8:03 am).

Forest characteristics

Forest characteristics were measured by maturity class and proportion of spruce, pine and deciduous trees in each 50 m radius census point. The category deciduous trees included any tree in this category, both trees of conservation value (e.g. aspen of large dimensions) and young trees in a regenerating production forest. Maturity class is a forestry term to determine size and relative age of the stand. It ranges from 1 to 5, where 1 refers to a clear-cut area ready to regenerate, 2 is young forest with heights of 5-9 m, 3 is termed young production forest, 4 is middle-aged forest where stand increment still is above mean, and 5 implies a mature forest with large trees and little growth which is ready to harvest (Fitje & Strand 1989). Categories refer to productive forest and are less applicable to low production sites, like mountain forest, areas with nutrient poor soils, and forests that are not even-aged (Fitje & Strand 1989). We chose in these cases to focus on age more than tree size. Thus an old, slow-growing forest or a natural forest with many age-classes present including old forest, was in our study assigned a score of 5 even though it was not harvestable.

Database

Species lists from 429 different coniferous forest areas in Oslo and Akershus have been compiled based on visits during the last 20 years, done by Professor Svein Dale and local birdwatchers. Of these, there were 216 localities with at least one thorough visit during the breeding season (May-June). There were 23 nature reserves, 28 proposed protected areas and 165 unprotected coniferous forest areas. These species lists were handled as presence-absence data for every species in each category. These data will have a bias in that protected areas generally will have more complete species lists, because they have been visited more frequently and more thoroughly than other coniferous areas. Therefore, differences emerging from analyses of species lists must be interpreted as best case scenarios for reserves because they underestimate species occurrences in unprotected areas.

Current status of proposed protected areas

In the proposed protected areas we made estimates of how much of the area that had been harvested, most likely after the inventory of Korsmo & Svalastog (1993a). This was done mainly in the field by marking onto maps where clear-cuts and young forest

assumed to have regenerated after 1993 were found, and then estimating their total extent. The results are being presented as percentage of total area that has been logged, and does not include degree of fragmentation.

Data analysis

The data were not normally distributed, as there was a strong bias towards zero observations. Non-parametric analyses for paired samples were done for both nature reserves and proposed protected areas versus their control areas using Wilcoxon Signed-Rank tests. When testing reserves versus proposed protected areas, Mann-Whitney U-tests were used (Dytham 2003). The mean of all observations were calculated from each area because the point counts themselves were not paired, only the areas. Thus, for each bird species a mean observation rate was calculated for each area. This also controlled for any differences in number of sampling points between areas. All tests were two-tailed.

Results

Forest characteristics

The forest reserves in Oslo and Akershus vary in size from 6 ha to 1 782 ha, where most are small. Mean size was 222 ha and median size was 96 ha (Fig. 1). The proposed protected areas varied in size from 9.6 ha to 1231 ha. Mean size was 210 ha and median size 150 ha.

There was a significantly higher proportion of maturity class 5 stands in points made in nature reserves, compared to control areas and proposed protected areas (ANOVA, $F = 17.31$ $df = 3, 81$, $p < 0.001$; Fig. 2). The proportion of clear-cuts, and recently harvested areas (maturity class 2) was lower in nature reserves than in all other categories (ANOVA, clear-cuts: $F = 3.53$, $df = 3, 81$, $p = 0.02$; recently harvested: $F = 7.01$, $df = 3, 81$, $p < 0.001$). All areas had spruce as a dominant tree species (Fig. 3). Tree composition was in general even, but proposed protected areas had a significantly higher proportion of pine forest (34 %) in the census points (ANOVA, pine: $F = 2.77$, $df = 3, 81$, $p = 0.05$; spruce and deciduous trees NS).

Bird point counts

Pairwise comparisons of nature reserves with their adjacent control areas ($n = 16$), showed that two species, common goldcrest (*Regulus regulus*) ($z = -2.08$, $n = 9$, $p = 0.04$) and common crossbill (*Loxia curvirostra*) ($z = -2.20$, $n = 6$, $p = 0.03$) had mean observation rates that were higher inside nature reserves than in control areas (Table 1). Two species, robin (*Erithacus rubecula*) ($z = -2.23$, $n = 14$, $p = 0.03$) and willow warbler (*Phylloscopus trochilus*) ($z = -2.56$, $n = 15$, $p = 0.01$) were found more frequently in the control areas of nature reserves. Comparisons of proposed protected areas with their controls ($n = 22$) showed that tree pipit (*Anthus trivialis*) ($z = -2.86$, $n = 22$, $p < 0.005$) and common crossbill (*L. curvirostra*) ($z = -2.85$, $n = 11$, $p < 0.005$) were more abundant inside the PPA's than in their respective control areas.

Comparisons between nature reserves ($n = 20$) and proposed protected areas ($n = 26$; Table 1) showed that tree pipit (*A. trivialis*) ($W = 355.0$, $p = 0.01$) was found more

frequently in PPA's than in reserves, and no species were more common in reserves than in PPA's.

Species lists

Twenty-five of 62 species had a higher frequency of occurrence in nature reserves than in unprotected forests (Table 2). Especially important here are those species that were not found at all or in too small numbers in the point censuses, such as the birds of prey, hazel grouse (*Bonasa bonasia*) and three-toed woodpecker (*P. tridactylus*).

A number of species had larger proportions of their occurrences inside a nature reserve or a proposed protected area than expected if occurrences were randomly distributed across all sites (Table 3). Category 1 (n = 216) included only those areas that had at least one thorough visit during the breeding season, and category 2 (n = 429) included all coniferous forest areas that were registered in the data base. However, maximum estimates of proportion of known sites within reserves were in general not higher than 10-30%, even for boreal forest specialist species. To test if birds related with coniferous forest were more abundant in nature reserves, I compared proportion of birds found in coniferous forest with the proportion of birds found in nature reserves, but they were not correlated (Spearman rank correlation: $r = 0.15$, $n = 70$, $p = 0.21$; Fig. 4).

Current status of proposed protected areas

Seventeen of 26 proposed protected areas showed signs of recent logging (Fig. 5). In the two most affected areas 90-95 % of the forest had been clear-cut. The results indicate that at least 1000 ha of the proposed protected areas have been logged, out of a total area of 7700 ha.

Discussion

Birds in reserves in Oslo and Akershus

The breeding densities of birds was not higher within nature reserves and proposed protected areas, compared to adjacent forest that was unprotected and not deemed to be of conservation value. Some species that were expected to be more abundant in natural old-growth forest, such as capercaillie (*Tetrao urogallus*) and three-toed woodpecker (*P. tridactylus*) showed near significant levels of difference. This lack of significance is possibly a result of small sample sizes for these birds. Point count indices are not suitable to get sufficient samples of rare bird species. When investigating old-growth forests it might just be lower densities of common generalist species that indicate forest of high conservation value (Helle & Järvinen 1986). Species lists were therefore included to provide more recordings of each species. Many species showed higher tendencies of being in a reserve than expected by chance if they were equally distributed across all forest from the species list recordings. These include northern goshawk (*Accipiter gentilis*), forest grouse (hazel grouse (*B. bonasia*), capercaillie (*T. urogallus*)), specialised woodpeckers (grey-headed woodpecker (*Picus camus*) and three-toed woodpecker (*P. tridactylus*)), hole-nesting birds (redstart (*Phoenicurus phoenicurus*), spotted flycatcher (*Muscicapa striata*), pied flycatcher (*Ficedula hypoleuca*), coal tit (*Parus ater*), and crested tit (*Parus cristatus*)), and treecreeper (*Certhia familiaris*)). However, no species had all or close to all findings inside a reserve. The reserves constituted 10 % of the areas visited thoroughly in the breeding season (size is not included), and most species had 10-30 % of all records within reserves. Birds with higher proportions within reserves were very few. Siberian jay (*Perisoreus infaustus*) had only three observations in total and brambling (*Fringilla montifringilla*) and chiffchaff (*Phylloscopus collybita*) had only thirteen recordings each. Thus, the results here indicate that reserves do not have higher number of bird species, nor do they support more boreal forest specialists.

The nearest study that is comparable to this is from a forest tract in southern Sweden. Nilsson (1979) found that total bird density and population densities was higher in old-growth forest, compared to mature managed forest. But he did not take into account the much higher amount of deciduous trees that was found in the natural forest. Stokland

(1994) showed that bird diversity was affected by proportion of deciduous trees irrespective of productivity of the forest. Virkkala (1987) did not find any differences in total bird density between natural and managed forest in northern Finland, but there were significant differences in species composition between the two types of forest. The unmanaged forests harboured much higher densities of northern resident birds (Siberian tit (*Parus cinctus*), Siberian jay (*P. infaustus*)) that were known to be boreal forest specialists, while managed forest had higher occurrence of southern generalist species (willow warbler (*Phylloscopus trochilus*), redpoll (*Carduelis flammea*) and redwing (*Turdus iliacus*)) (Haila & Järvinen 1990). A long-term effect of fragmentation in Finland on a landscape scale has been an increase in southern generalist species. They have shown northwards expansion, while northern resident species have declined by 80 % from 1945-1975 (Haila & Järvinen 1990; Väisänen et al. 1986). In southern Finland, it was estimated that about ten percent of the populations of old-growth specialists, Siberian jay (*P. infaustus*) and three-toed woodpecker (*P. tridactylus*) bred in protected forests, while protected area constituted only 0.7 % of total land area (Virkkala et al. 1994b). In this study it was also clear that other old-growth species, which have declined in Finland the last century, preferred protected areas. In a Norwegian study of bird densities before and after a fragmentation event, number of territorial males declined with 20 % on a short time-scale (Tømmerås et al. 2000). Fragmentation is also believed to increase predation by generalist predators (e.g. red fox *Vulpes vulpes*) on forest grouse broods and chicks (Esseen et al. 1997; Hjeljord 2008; Wegge & Kastedalen 2007). Clear-cutting has also led to more favourable habitats for microtine rodents, and larger populations of rodents can support a higher density of red fox (Esseen et al. 1997; Lindström et al. 1994). In Canada, where much of the virgin forest is still intact, an experimental fragmentation showed a decline in all species depending on older forest (Schmiegelow et al. 1997). This suggests that reserves in Oslo and Akershus could be valuable for old-growth species, but the current size and extent of the reserve network is insufficient for protection of substantial parts of their populations.

Old-growth forest properties

Modern logging practices remove many factors that are important for boreal forest dwelling birds. This can be manifested in loss of breeding sites, foraging habitat and increased predation (Angelstam & Mikusinski 1994; Hågvar & Sonerud 1994;

Mikusinski et al. 2001). Vulnerable species include birds of prey, woodpeckers, owls and some tits (Esseen et al. 1997). Because reserves are mainly protected for their old-growth features, they should be suitable for these bird species. There are many birds that are linked to old-growth characteristics, such as old trees, snags and cavities, these are used for both foraging and nesting. In Finland, proportion of resident birds and hole-nesting bird species was shown to increase with forest age (Helle 1985). Goshawks have specialised their hunting techniques to open old-growth forest, and golden eagle (*Aquila chrysaetos*) needs large trees of at least 300 years old for building nests (Tjernberg 1983; after Esseen et al. 1997).

One of the most demanding groups of forest birds are the woodpeckers. These are strongly dependent on old trees, dying trees and elements of deciduous trees in mixed boreal forests, both for nesting and foraging (Mikusinski et al. 2001). Three-toed woodpecker (*P. tridactylus*) is a key species in spruce forest, as it has specialised on making nest holes in dying and recently dead spruce trees (Hågvar et al. 1990). The species is listed as near threatened (NT) on the Norwegian Red list (Kålås et al. 2006). Its natural occurrence is in forests with internal dynamics, with expansions out to forest burns and windfalls, where there is a lot of dead wood available (Angelstam & Mikusinski 1994). Siberian jay (*P. infaustus*) has showed population declines in Finland, most possibly because of fragmentation of old-growth forests and increased predation risk (Nystrand 2006; Virkkala 1991). In Norway, this species is confined to pristine continental forests of high altitudes and population status is not known (Borgos 1994). Capercaillie (*T. urogallus*) depends on old-growth conifer forest, and it is shown that number of males on a lekking site depends on area of old forest surrounding the lek in a radius of up to 1km. If old-growth forest habitats become too fragmented, the lek system will disappear (Wegge & Rolstad 1986).

Invertebrate supply for foliage gleaning passerines is reduced in managed forests when lichen abundance declines because of changes in microclimate (Pettersson et al. 1995). Natural forests in northern Sweden could supply a higher number of northern boreal bird species than managed forest in years of low seed supply (Sjöberg et al. 2007). A typical feature of old-growth forests in Norway is that they have semi-open canopies and a well developed field layer of bilberry (*Vaccinium myrtillus*). Forest grouse chicks and adults need bilberry plants for survival. These are not as nutritious in forest clearings and are outnumbered by various species of grass. A well developed field layer

of shrubs and young trees also functions as cover for the birds and decrease predation risk (Hjeljord 2008). Swenson (1993) showed that hazel grouse (*B. bonasia*) in the winter needs *Alnus glutinosa* as foraging tree within 15 metres of spruce trees that have closed canopies to the ground, as avian predators limit the distribution of this species to a large extent. Adjacent clear-cutting can reduce old-growth forest qualities up to 75 m into the forest (Söderström 2009). Jackson et al. (2009) meant that edge effects in British nature reserves were significant and that this will especially affect bird species, as they are very mobile. The low proportion and size of protected forest in Oslo and Akershus, in combination with considerable fragmentation effects, makes it difficult for many species to meet their habitat requirements.

The amount of deciduous trees was not significantly different between the sampled areas in this study. There can still be unrecorded differences in tree species composition and size of trees that can influence bird species richness. For instance, aspen trees are known for having a high diversity of lichens and invertebrates, and they are also the preferred nesting trees for most woodpeckers (Esseen et al. 1997; Hågvar et al. 1990). The proportion of deciduous trees in boreal forest in Fennoscandia has declined severely, because of conversion of the most productive land to agricultural land and production forest (Esseen et al. 1997; Storaunet et al. 2005). Siitonen et al (2000) found 13 % deciduous trees in old-growth forest compared to 3 % in mature managed forest. Decrease of stands with large deciduous trees has been shown to affect birds like three-toed woodpecker (*P. tridactylus*), grey-headed woodpecker (*P. canus*) and long-tailed tit (*Aegithalos caudatus*) (Angelstam & Mikusinski 1994). Another species that depends on old and decaying deciduous trees is the white-backed woodpecker (*Dendrocopos leucotos*), which has had severe declines in most of Fennoscandia (Angelstam & Mikusinski 1994; Gjerde et al. 2005; Roberge et al. 2008). Western Norway has the largest populations of this species today, probably in the whole of Western Europe. They thrive in the steep hillsides that are out of reach of large-scale human disruption and have large amounts of deciduous trees, especially birch (Stenberg 1994). In eastern Norway they are nearly absent. Roberge et al. (Roberge et al. 2008) modelled that white-backed woodpecker (*D. leucotos*) needs at least 8-17 m³/ha of dead deciduous trees over 100 ha to survive. Gjerde et al (2005) also found the species in pine forests in western Norway with more than 10 % canopy cover of old deciduous trees, and a mean snag volume of 12-17 %. Forestry practices today do not maintain a high level of

deciduous trees in the stands, making it difficult for this species to re-establish in eastern Norway and the rest of Fennoscandia.

The amount of dead wood was not surveyed, but Storaunet et al (2005) calculated that amount of dead wood has been reduced with as much as 90-98 % on a landscape scale in Fennoscandian forests, and proportion of coarse woody debris was over ten times higher in old-growth compared to mature managed forest (Siitonen et al. 2000). A natural forest will contain dead trees within all stages of degradation, creating habitat for a wide array of species (Berntsen & Hågvar 1991). Nilsson et al (2002) found that in an old-growth forest, it was normal that ten percent of all standing trunks were dead, and proportion of dead wood was directly proportional to the productivity of the forest. Three-toed woodpecker (*P. tridactylus*) needs at least 0.3-0.5 m²/ha of dead wood over a 100 ha area (Bütler et al. 2004). Managed forests do not produce enough dead wood to satisfy the needs of boreal specialist birds in Oslo and Akershus.

Why are reserves of little value for boreal birds in Oslo and Akershus?

Nature reserves had higher proportions of old-growth forest than any other area sampled. Despite that, they did show signs of past harvesting, and only 60 % of the point counts made in reserves were in mature or old-growth forest (maturity class 5). In Canada, the existing reserve network rarely performed better in catching up rare species than randomly placed units of the same size. Indeed, the tendency in both Canada and the United States was that the areas with highest biodiversity and most threatened species had less protected areas, because of high economic value for agriculture and forestry (Deguise & Kerr 2006; Scott et al. 2001). Being among the largest countries in the world, the reserves are much larger than in Norway. Nevertheless, the same scenario is plausible in Norway, as high productive forest is documented to have highest biodiversity and the highest number of threatened species (Kålås et al. 2006). Protected areas are skewed towards mountain forest and other low yielding forests (Framstad et al. 2002). This is contrary to what was observed by Jackson et al. (2009) in Great Britain. They found that avian species richness on a nation-wide scale increased with increasing amount of protected area, although the relationship was weak. Either, reserve networks in Britain are catching up valuable aspects of biodiversity to a much larger extent, or the habitats in general are so depleted that the protected areas have a larger proportion of remaining habitats (Jackson et al. 2009).

Forest reserves in Norway are, as mentioned, very small and cannot support entire bird populations. With present day area of protected forests, bird species have most of their populations in unprotected forest. Even birds that live inside the protected areas are believed to be strongly affected by the surrounding matrix, as birds are very mobile and have large home ranges (Janzen 1983; Rolstad 1991). A pair of white-backed woodpeckers (*D. leucotos*) needs an area of 1-4 km² of suitable habitat to breed. Black woodpeckers (*Dryocopus martius*) can have territories of 8-30 km² (Barskogutvalget 1988). Comparing this to the largest forest reserve in Oslo and Akershus, Østmarka which is 17 km² and twice the size of the second largest, makes it obvious that reserves alone cannot harbour entire bird populations. Virkkala (1991), found that northern boreal bird species in large undisturbed forest tracts (>1000 km²), did not reflect the same bird changes that have occurred in the rest of Finland, thus concluding that this area was large enough to preserve these species. Previous studies in smaller unmanaged forest tracts suggested that birds living there were more affected by changes on a regional scale because of their high mobility and large territory requirements (Väisänen et al. 1986).

The main problem with managed forest, for birds requiring old-growth characteristics is the short rotation cycle, and that trees are harvested at a very young developmental stage, thus old and dead trees are missing from the forest. The rotation cycle in Norway varies between 80-140 years in conifers, whereas spruce and pine can reach an age of 500 years and at least 700 years, respectively (Berntsen & Hågvær 1991). As mentioned, Framstad et al (2002) had an official estimation that at least 4.5 % of productive forest should be protected. But they also stated that protection of 10-30 % of forest area would be advisable for protecting species that are not thriving in managed forest. Based on a number of studies on boreal forest specialist birds, Hanski & Walsh (2004) meant that 10-20 % of the boreal forest should be protected, to stop population decreases in these species, and prevent future extinction events.

How can forest management be improved? The road ahead

It has been stated that it is unrealistic to conserve whole forest ecosystems in Norway (Barskogutvalget 1988). The national policy is to maintain a stable network of forest reserves that will preserve the most important forest types and habitats as a foundation, but these protected forests will only be a small fraction of total forested area. Sound

management in the unprotected forest is emphasized as crucial to secure the environmental values of boreal forest for the future (St.meld.nr.25 (2002-2003)). Most of the protected areas today are owned by the government, which implies that high elevation sites with low production and low economic value are prevalent. This leads to a wide gap in distribution of protected areas and distribution of lowland boreonemoral and southern boreal vegetation types, which have high economic value and are mostly on private lands (Framstad et al. 2002). High production sites are most valuable for foresters, but also as areas of high biodiversity. The economic incentives for forest owners to start logging in areas proposed as nature reserves are high. Korsmo (1991) described this problem already during the early stages of the national conservation plans in the late 1980's and early 1990's. When the proposal of protection for an area was made public, owners often hastened to start harvesting as economic compensation for protection was deemed to be inadequate. As a consequence, old-growth forests areas are dwindling away, and there is not much left to protect. Previously harvested areas are not necessarily useless as reserves, but at least three generations of undisturbed forest is needed to create a natural dynamic in age distribution and proportion of dead and deciduous wood (Korsmo 1991).

Boreal forest conservation in Norway is based on a set of ranking procedures concerning naturalness, area of forest, vascular plant diversity and occurrence of red-listed species, to a certain degree (Framstad et al. 2002; Stokland 1997). But are these criteria sufficient enough to protect all aspects of biodiversity? In western Norway, bird diversity was not maximized in the forest areas that had highest plant diversity (Sætersdal et al. 1993). In addition it is a pre-emptive approach that focuses on protecting untouched forest tracts. Spring et al. (2007) advocated against this approach and argued that protection efforts should be placed on the few remaining old-growth forests in heavily developed areas (e.g. low-elevation forest), since these areas will experience the highest species decline. Stokland (1997) meant that even the name Conservation Plan for Coniferous Forest was misleading, and took the focus away from protecting the very important boreal deciduous forests, which are underrepresented in protected forest today (Framstad et al. 2002).

Birds in themselves can be useful indicators of changes in environment and biodiversity because the species are widespread and easy to detect compared to, for instance, wild mammals. Mikusinski et al (2001) found that woodpeckers work well as indicators of

bird diversity in Poland. Especially the occurrence of the two most specialised woodpeckers, three-toed woodpecker (*P. tridactylus*) and white-backed woodpecker (*D. leucotos*), did indicate high species richness of forest specialist birds. Occurrence of indicator bird species such as woodpeckers should be implemented into inventories of forest for protection.

Reserves alone are not believed to be enough to maintain all species in a given environment (Angelstam & Andersson 2001). There has been a growing awareness amongst foresters and consumers of the need for more sustainable forestry practices. A number of measures has been put forward that can be used by foresters to reduce the negative biological impact of timber harvesting. The Living Forest standard is a result of collaboration between all involved stakeholders, and the goal is to secure ecologically sustainable forestry. It contains a number of guidelines and is the basis for forest certifications in Norway. For instance, a requirement for certification is that areas of ecological importance are recognised and at least 5 % of productive forest is spared from logging. There are also specific requirements, such as to leave five to ten lifetime trees per hectare of clearing, preferably in groves and transition zones (Levende skog 2006). It is important to leave trees along waterways and in small groves to diminish the effects of clearings on wildlife. These groves should be large enough to maintain a structurally complex habitat (Follum 1993). Green tree retention on retention cuts did not support large numbers of resident forest passerines, but reduced the edge effect in adjacent forest (Söderström 2009). Little or no green tree retention in a cut area can negatively affect densities and number of territories of resident birds up to 75 m into adjacent forest (Söderström 2009). Dead tree retention and even killing standing trees on purpose has been proposed to increase levels of coarse woody debris, but it will never be feasible to reach the levels of decaying wood that exists in undisturbed forest (Ranius & Fahrig 2006). Hågvar et al (2004) recommended retention strips 30 m wide along streams, lakes and bogs, to maximize bird density. This density was mainly made up of generalist species, and they concluded that, in addition, large areas should be set aside to protect boreal forest specialists. Volunteer protection is mentioned in St.meld 25 (2003-2004) as an instrument to protect more forest with less conflict between owners and protection agency. This could be an alternative to conservation plans for conservation of boreal birds where it is not necessarily the initial quality of the forest that makes it habitable, but the continuity in itself. However, a prerequisite would be

that the network of protected areas must be able to support bird populations (Rolstad 1991).

Conclusion

The result of this study suggests that coniferous present forest reserves in Oslo and Akershus play only a small role in the protection of specialist boreal forest bird species, as they comprise only 1.5 % of the total forested area. This could be because the reserves do not include valuable features for birds, because the reserve areas are too small, or because bird populations are determined by factors that are independent of the reserves. With modern forestry, we have created a bottle-neck situation for most boreal species that depend on old-growth forest characteristics. It might be possible to turn this trend of decline and risk of extinction around. I suggest that: a) at least ten percent of untouched forest is protected in an efficient reserve network, with sufficient large areas to protect area-demanding species, and especially productive forest of low elevations should be prioritized b) reserves should be distributed with the aim to protect ecosystem functions c) reserve networks should be adapted to bird territory sizes and dispersal abilities d) unprotected forest should be managed using new knowledge about the importance of large, dead and deciduous trees as key factors for bird survival in mind.

References

- Aldredge, M. W., Pollock, K. H., Simons, T. R., Collazo, J. A. & Shriner, S. A. (2007). Time-of-detection method for estimating abundance from point-count surveys. *Auk*, 124: 653-664.
- Angelstam, P. & Mikusinski, G. (1994). Woodpecker assemblages in natural and managed boreal and hemiboreal forest - a review. *Annales Zoologici Fennici*, 31: 157-172.
- Angelstam, P. & Andersson, L. (2001). Estimates of the needs for forest reserves in Sweden. *Scandinavian Journal of Forest Research*, 16: 38-51.
- Angelstam, P. K., Butler, R., Lazdinis, M., Mikusinski, G. & Roberge, J. M. (2003). Habitat thresholds for focal species at multiple scales and forest biodiversity conservation - dead wood as an example. *Annales Zoologici Fennici*, 40: 473-482.
- Barskogutvalget. (1988). Forslag til retningslinjer for barskogvern : økologisk grunnlag og vurdering av konsekvenser. *DN-rapport 3*. Trondheim: Direktoratet for naturforvaltning. 96 p. (In Norwegian)
- Berntsen, B. & Hågvar, S. (1991). *Norsk urskog : verdier, trusler, vern*. Oslo: Universitetsforlaget. 159 p. (In Norwegian)
- Berntsen, B. & Hågvar, S. (2008). *Norsk natur - farvel? En illustrert historie*. Oslo: Unipub. 276 p. (In Norwegian)
- Bibby, C. J., Burgess, N. D., Hill, D. A. & Mustoe, S. H. (2000). *Bird census techniques* 2nd ed. London: Academic Press. 302 p.
- Borgos, G. (1994). Lavskrike *Perisoreus infaustus* In Gjershaug, J. O., Thingstad, P. G., Eldøy, S. & Byrkjeland, S. (eds) *Norsk fugleatlas*, pp. 440-441. Klæbu: Norsk Ornitologisk Forening. (In Norwegian)
- Bütler, R., Angelstam, P., Ekelund, P. & Schlaepfer, R. (2004). Dead wood threshold values for the three-toed woodpecker presence in boreal and sub-Alpine forest. *Biological Conservation*, 119: 305-318.
- Deguse, I. E. & Kerr, J. T. (2006). Protected areas and prospects for endangered species conservation in Canada. *Conservation Biology*, 20: 48-55.
- Direktorat for naturforvaltning. (2009). *Naturbase*. Available at: <http://dnweb12.dirnat.no/nbinnsyn/> (accessed: 3/3-2010). (In Norwegian)

- Dytham, C. (2003). *Choosing and using statistics: a biologist's guide*. 2nd ed. Malden, Mass.: Blackwell Science. XIII?, 248 p.
- Esseen, P. A., Ehnström, B., Ericson, L. & Sjöberg, K. (1997). Boreal Forests. *Ecological Bulletins*, 46: 16-47.
- Fitje, A. & Strand, L. (1989). *Tremåling*. Oslo: Landbruksforlaget. 190 p. (In Norwegian)
- Follum, J. R. (1993). Hensyn til truede og sårbare arter i skogbehandlingen. *Prosjekt flersidig skogbruk i Buskerud 1991-1993*. Oslo: Det Norske Skogselskap. 10 p. (In Norwegian)
- Framstad, E., Økland, B., Vegar, B., Blom, H., Bendiksen, E. & Erik, B. T. (2002). Evaluering av skogvernet i Norge (Assessment of forest protection in Norway). *NINA Fagrapport 54*. 146 p. (In Norwegian with English summary)
- Gjerde, I., Saetersdal, M. & Nilsen, T. (2005). Abundance of two threatened woodpecker species in relation to the proportion of spruce plantations in native pine forests of western Norway. *Biodiversity and Conservation*, 14: 377-393.
- Haila, Y. & Järvinen, O. (1990). Northern conifer forests and their species assemblages. In Keast, A. (ed.) *Biogeography and ecology of forest bird communities*, pp. 61-86. Den Haag: SPB Academic Publishing.
- Hanski, I. K. & Walsh, M. (2004). *How much, how to? Practical tools for forest conservation*. Helsinki, Finland: BirdLife European Forest Task Force. 44 p.
- Hansson, L. & Larsson, T. B. (1997). Conservation of Boreal Environments: A Completed Research Program and a New Paradigm. *Ecological Bulletins*, 46: 9-15.
- Helle, P. (1985). Effects of forest regeneration on the structure of bird communities in northern Finland. *Holarctic Ecology*, 8: 120-132.
- Helle, P. & Järvinen, O. (1986). Population trends of north finnish land birds in relation to their habitat selection and changes in forest structure. *Oikos*, 46: 107-115.
- Hjeljord, O. (2008). *Viltet: biologi og forvaltning*. Oslo: Tun forlag. 352 p. (In Norwegian)
- Hågvar, S., Hågvar, G. & Monness, E. (1990). Nest site selection in Norwegian woodpeckers. *Holarctic Ecology*, 13: 156-165.
- Hågvar, S. & Sonerud, G. A. (1994). Hakkespetter og sekundære hullrugere - sårbare spesialister i skogene våre. *INA - Fagnytt*, 8: 4. (In Norwegian)

- Hågvar, S., Nygaard, P. & Bækken, B. T. (2004). Retention of forest strips for bird-life adjacent to water and bogs in Norway: Effect of different widths and habitat variables. *Scandinavian Journal of Forest Research*, 19: 452-465.
- Jackson, S. F., Evans, K. L. & Gaston, K. J. (2009). Statutory protected areas and avian species richness in Britain. *Biodiversity and Conservation*, 18: 2143-2151.
- Janzen, D. H. (1983). No park is an island - increase in interference from outside as park size decreases. *Oikos*, 41: 402-410.
- Johnson, D. H. (2008). In Defense of indices: The case of bird surveys. *Journal of Wildlife Management*, 72: 857-868.
- Korsmo, H. (1991). Problems related to conservation of coniferous forest in Norway. *Environmental Conservation*, 18: 255-259.
- Korsmo, H. & Svalastog, D. (1993a). Inventering av verneverdig barskog i Akershus og Oslo (Inventory of coniferous forest of conservation interest in Akershus and Oslo). *NINA Oppdragsmelding 227*. 128 p. (In Norwegian with English summary)
- Korsmo, H. & Svalastog, D. (1993b). Inventering av verneverdig barskog i Østfold (Inventory of coniferous forest of conservation interest in Østfold). *NINA Oppdragsmelding 217*. 100 p. (In Norwegian with English summary)
- Kålås, J. A., Viken, Å. & Bakken, T. (eds). (2006). *Norsk rødliste 2006 (2006 Norwegian Red List)*. Trondheim: Artsdatabanken. 416 p.
- Levende skog. (2006). Levende skog: standard for et bærekraftig norsk skogbruk (Living forests: Standard for sustainable forest management in Norway). 39?? Available at: <http://www.levendeskog.no/sider/tekst.asp?side=303&submeny=Dokumenter&menuid=226> (accessed: 2/3-2010).
- Lie, M. H., Arup, U., Grytnes, J. A. & Ohlson, M. (2009). The importance of host tree age, size and growth rate as determinants of epiphytic lichen diversity in boreal spruce forests. *Biodiversity and Conservation*, 18: 3579-3596.
- Lindström, E. R., Andrén, H., Angelstam, P., Cederlund, G., Hörnfeldt, B., Jäderberg, L., Lemnell, P. A., Martinsson, B., Sköld, K. & Swenson, J. E. (1994). Disease reveals the predator: sarcoptic mange, red fox predation, and prey populations. *Ecology*, 75: 1042-1049.
- Margules, C. R. & Pressey, R. L. (2000). Systematic conservation planning. *Nature*, 405: 243-253.

- Martikainen, P., Siitonen, J., Punttila, P., Kaila, L. & Rauh, J. (2000). Species richness of Coleoptera in mature managed and old-growth boreal forests in southern Finland. *Biological Conservation*, 94: 199-209.
- Mikusinski, G., Gromadzki, M. & Chylarecki, P. (2001). Woodpeckers as indicators of forest bird diversity. *Conservation Biology*, 15: 208-217.
- Moen, A., Lillethun, A. & Odland, A. (eds). (1999). *National atlas of Norway: Vegetation*. Hønefoss: Norges geografiske oppmåling. 200 p.
- Nascimbene, J., Marini, L., Motta, R. & Nimis, P. L. (2009). Influence of tree age, tree size and crown structure on lichen communities in mature Alpine spruce forests. *Biodiversity and Conservation*, 18: 1509-1522.
- Nilsson, S. G. (1979). Effect of forest management on the breeding bird community in southern Sweden *Biological Conservation*, 16: 135-143.
- Nilsson, S. G., Niklasson, M., Hedin, J., Aronsson, G., Gutowski, J. M., Linder, P., Ljungberg, H., Mikusinski, G. & Ranius, T. (2002). Densities of large living and dead trees in old-growth temperate and boreal forests. *Forest Ecology and Management*, 161: 189-204.
- Norwegian Mapping Authority. (2002). *Norge 1:50 000: topografisk hovedkartserie - M711*. Hønefoss: Statens Kartverk. (In Norwegian)
- Nystrand, M. (2006). Influence of age, kinship, and large-scale habitat quality on local foraging choices of Siberian jays. *Behavioral Ecology*, 17: 503-509.
- Pettersson, R. B., Ball, J. P., Renhorn, K. E., Esseen, P. A. & Sjöberg, K. (1995). Invertebrate communities in boreal forest canopies as influenced by forestry and lichens with implications for passerine birds. *Biological Conservation*, 74: 57-63.
- Ranius, T. & Fahrig, L. (2006). Targets for maintenance of dead wood for biodiversity conservation based on extinction thresholds. *Scandinavian Journal of Forest Research*, 21: 201-208.
- Roberge, J. M. & Angelstam, P. (2006). Indicator species among resident forest birds. A cross-regional evaluation in northern Europe. *Biological Conservation*, 130: 134-147.
- Roberge, J. M., Angelstam, P. & Villard, M. A. (2008). Specialised woodpeckers and naturalness in hemiboreal forests. Deriving quantitative targets for conservation planning. *Biological Conservation*, 141: 997-1012.

- Rolstad, J. (1991). Consequences of forest fragmentation for the dynamics of bird populations - conceptual issues and the evidence. *Biological Journal of the Linnean Society*, 42: 149-163.
- Rolstad, J. & Rolstad, E. (1999). Does tree age predict the occurrence and abundance of *Usnea longissima* in multi-aged submontane *Picea abies* stands? *Lichenologist*, 31: 613-625.
- Røsok, Ø. (2007). Kartlegging av naturverdier i Gaupsteinmarka. *Biofokus - rapport 4*. Oslo: Biofokus. 35 p. (In Norwegian)
- Schmiegelow, F. K. A., Machtans, C. S. & Hannon, S. J. (1997). Are boreal birds resilient to forest fragmentation? An experimental study of short-term community responses. *Ecology*, 78: 1914-1932.
- Scott, J. M., Davis, F. W., McGhie, R. G., Wright, R. G., Groves, C. & Estes, J. (2001). Nature reserves: Do they capture the full range of America's biological diversity? *Ecological Applications*, 11: 999-1007.
- Siitonen, J., Martikainen, P., Punttila, P. & Rauh, J. (2000). Coarse woody debris and stand characteristics in mature managed and old-growth boreal mesic forests in southern Finland. *Forest Ecology and Management*, 128: 211-225.
- Sjöberg, K., Pettersson, R. B., Ball, J. P. & Sundström, T. (2007). Seed crops of Norway spruce and winter habitat quality for boreal birds: old-growth compared with managed forests. *Annales Zoologici Fennici*, 44: 486-495.
- Spring, D. A., Cacho, O., Mac Nally, R. & Sabbadin, R. (2007). Pre-emptive conservation versus "fire-fighting": A decision theoretic approach. *Biological Conservation*, 136: 531-540.
- St.meld.nr.25 (2002-2003). *Regjeringens miljøvernpolitikk og rikets miljøtilstand*. Oslo: Miljøverndepartementet. 162 p. (In Norwegian)
- Stenberg, I. (1994). Hvittryggspett *Dendrocopos leucotos* In Gjershaug, J. O., Thingstad, P. G., Eldøy, S. & Byrkjeland, S. (eds) *Norsk fugleatlas*, pp. 306-307. Klæbu: Norsk Ornitologisk Forening. (In Norwegian)
- Stokland, J. N. (1994). Avian species diversity in relation to tree composition and productivity in mature boreal forest. Paper 1 in Biological diversity and conservation strategies in Scandinavian boreal forests Ph.d. thesis. University of Oslo, Oslo.

- Stokland, J. N. (1997). Representativeness and efficiency of bird and insect conservation in Norwegian boreal forest reserves. *Conservation Biology*, 11: 101-111.
- Storaunet, K. O., Rolstad, J., Gjerde, I. & Gundersen, V. S. (2005). Historical logging, productivity, and structural characteristics of boreal coniferous forests in Norway. *Silva Fennica*, 39: 429-442.
- Swenson, J. E. (1993). The importance of alder to hazel grouse in Fennoscandian boreal forest - evidence from 4 levels of scale. *Ecography*, 16: 37-46.
- Sætersdal, M., Line, J. M. & Birks, H. J. B. (1993). How to maximize biological diversity in nature-reserve selection. Vascular plants and breeding birds in deciduous woodlands, Western Norway. *Biological Conservation*, 66: 131-138.
- Söderström, B. (2009). Effects of different levels of green- and dead-tree retention on hemi-boreal forest bird communities in Sweden. *Forest Ecology and Management*, 257: 215-222.
- Tjernberg, M. (1983). *Breeding ecology of the golden eagle , Aquila chrysaetos in Sweden - Ph.d. thesis*: Swedish University of Agriculture, Department of Wildlife Ecology.
- Tomter, S. M., Eriksen, R. & Aalde, H. (2002). Statistikk over skogforhold og -ressurser i Akershus og Oslo. Landsskogtakseringen 1995 – 99. Ås: NIJOS. 61 p. (In Norwegian with English summary)
- Tømmerås, B. Å., Wilmann, B., Ødegaard, F., Gjershaug, J. O., Breistein, J., Abildsnes, J., Prestø, T., Aakra, K. & Krogstad, S. (2000). Effekter av fragmentering på biodiversitet i barskog (Effects of fragmentation on biodiversity in spruce forest). *NINA Fagrapport*. 89 p. (In Norwegian with English summary)
- Virkkala, R. (1987). Effects of forest management on birds breeding in northern Finland. *Annales Zoologici Fennici*, 24: 281-294.
- Virkkala, R. (1991). Population trends of forest birds in a Finnish Lapland landscape of large habitat blocks. Consequences of stochastic environmental variation or regional habitat alteration. *Biological Conservation*, 56: 223-240.
- Virkkala, R., Rajasarkka, A., Väisänen, R. A., Vickholm, M. & Virolainen, E. (1994a). Conservation value of nature-reserves. Do hole-nesting birds prefer protected forests in southern Finland? *Annales Zoologici Fennici*, 31: 173-186.

- Virkkala, R., Rajasarkka, A., Väisänen, R. A., Vickholm, M. & Virolainen, E. (1994b).
The significance of protected areas for the land birds of southern Finland.
Conservation Biology, 8: 532-544.
- Väisänen, R. A., Järvinen, O. & Rauhala, P. (1986). How are extensive, human-caused
habitat alterations expressed on the scale of local bird populations in boreal
forests? *Ornis Scandinavica*, 17: 282-292.
- Wegge, P. & Rolstad, J. (1986). Size and spacing of Capercaillie leks in relation to
social-behavior and habitat. *Behavioral Ecology and Sociobiology*, 19: 401-408.
- Wegge, P. & Kastdalen, L. (2007). Pattern and causes of natural mortality of
capercaillie, *Tetrao urogallus*, chicks in a fragmented boreal forest. *Annales
Zoologici Fennici*, 44: 141-151.

Table 1: Results from point count censuses in Nature reserves (NR), proposed protected areas (PPA) and their control areas (NR-C and PPA-C). Mean observation rates for every species within each area type is given. Right columns indicate results from statistical tests of differences in observation rates. Tests were only done for sample sizes larger than 5 in Wilcoxon Signed-Rank and for Mann-Whitney U-tests if the smallest sample was ≥ 2 and the largest sample was ≥ 3 . (See Appendix 1 for common names).

	Mean observation rate				Wilcoxon Signed-R.		U-test
	NR	NR-C	PPA	PPA-C	NR/C	PPA/C	NR/PPA
<i>Tetrao tetrix</i>	0.000	0.000	0.036	0.005			
<i>Tetrao urogallus</i>	0.000	0.000	0.019	0.000			
<i>Scolopax rusticola</i>	0.005	0.014	0.005	0.000			
<i>Tringa ochropus</i>	0.005	0.011	0.009	0.016			
<i>Columba palumbus</i>	0.077	0.057	0.091	0.065	ns	ns	ns
<i>Cuculus canorus</i>	0.000	0.000	0.008	0.000			
<i>Jynx torquilla</i>	0.000	0.000	0.013	0.009			
<i>Dryocopus martius</i>	0.005	0.031	0.000	0.013			
<i>Dendrocopos major</i>	0.036	0.057	0.008	0.029	ns	ns	ns
<i>Picoides tridactylus</i>	0.014	0.000	0.020	0.000			
<i>Anthus trivialis</i>	0.190	0.175	0.361	0.195	ns	<0.005 +	<0.05 –
<i>Troglodytes troglodytes</i>	0.128	0.081	0.098	0.062	ns	ns	ns
<i>Prunella modularis</i>	0.152	0.171	0.096	0.163	ns	<0.05 –	ns
<i>Erithacus rubecula</i>	0.301	0.363	0.390	0.441	<0.05 –	ns	ns
<i>Phoenicurus phoenicurus</i>	0.034	0.029	0.026	0.015		ns	ns
<i>Saxicola rubetra</i>	0.000	0.013	0.040	0.000			
<i>Turdus merula</i>	0.122	0.163	0.101	0.133	ns	ns	ns
<i>Turdus pilaris</i>	0.060	0.029	0.053	0.025			ns
<i>Turdus philomelos</i>	0.208	0.114	0.109	0.139	ns	ns	ns
<i>Turdus iliacus</i>	0.102	0.129	0.076	0.130	ns	ns	ns
<i>Turdus viscivorus</i>	0.000	0.016	0.025	0.012		ns	
<i>Sylvia curruca</i>	0.000	0.000	0.009	0.022		ns	
<i>Sylvia borin</i>	0.010	0.007	0.000	0.000			
<i>Sylvia atricapilla</i>	0.082	0.081	0.056	0.091	ns	ns	ns
<i>Phylloscopus trochilus</i>	0.564	0.871	0.741	0.888	<0.05 –	ns	ns
<i>Regulus regulus</i>	0.075	0.060	0.086	0.104	<0.05 +	ns	ns
<i>Muscicapa striata</i>	0.004	0.008	0.021	0.028		ns	
<i>Fidicula hypoleuca</i>	0.033	0.006	0.009	0.019			ns

	Mean observation rate				Wilcoxon Signed-R.		U-test
	NR	NR-C	PPA	PPA-C	NR/C	PPA/C	NR/PPA
<i>Parus montanus</i>	0.024	0.039	0.023	0.029		ns	ns
<i>Parus cristatus</i>	0.013	0.021	0.023	0.015		ns	
<i>Parus ater</i>	0.050	0.006	0.028	0.000			ns
<i>Parus major</i>	0.266	0.240	0.273	0.266	ns	ns	ns
<i>Cyanistes caeruleus</i>	0.104	0.052	0.058	0.037	ns	ns	ns
<i>Certhia familiaris</i>	0.046	0.013	0.030	0.019		ns	ns
<i>Lanius collurio</i>	0.000	0.000	0.004	0.000			
<i>Garrulus glandarius</i>	0.000	0.007	0.004	0.000			
<i>Corvus cornix</i>	0.000	0.026	0.019	0.008			
<i>Corvus corone</i>	0.011	0.000	0.010	0.000			
<i>Fringilla coelebs</i>	0.718	0.617	0.736	0.780	ns	ns	ns
<i>Fringilla montifringilla</i>	0.000	0.000	0.000	0.000			
<i>Carduelis chloris</i>	0.000	0.077	0.064	0.038			
<i>Carduelis spinus</i>	0.700	0.571	0.559	0.557	ns	ns	ns
<i>Carduelis flammea</i>	0.000	0.000	0.010	0.000			
<i>Loxia curvirostra</i>	0.330	0.135	0.238	0.060	<0.05 +	<0.005 +	ns
<i>Pyrrhula pyrrhula</i>	0.000	0.036	0.010	0.022			
<i>Emberiza citrinella</i>	0.012	0.060	0.031	0.045	ns	ns	
					+ More within the location		+ More in NR
					— More in control areas		— More in PPA

Table 2: Comparisons of number of localities within nature reserves (NR) and non-protected coniferous (UP) forest where each species has been recorded. Status has two different categories, “All” denotes listings of the species all year and “B” denotes species listings that are done during breeding season. P-values for chi-square test (and Fisher-exact where it has been used, denoted by *f*) are given. Invalid: (*Fringilla coelebs*) was found in all locations.

	Status	NR (n= 23)	UP (n = 165)	NR vs UP
<i>Accipiter gentilis</i>	All	12	19	0.000
<i>Accipiter nisus</i>	All	9	32	0.032
<i>Buteo buteo</i>	All	6	23	0.212 <i>f</i>
<i>Buteo lagopus</i>	All	4	5	0.0144 <i>f</i>
<i>Bonasa bonasia</i>	All	13	35	0.000
<i>Tetrao tetrix</i>	B	10	51	0.23
<i>Tetrao urogallus</i>	B	7	20	0.019
<i>Scolopax rusticola</i>	B	10	24	0.001
<i>Columba oenas</i>	B	5	10	0.009
<i>Columba palumbus</i>	B	23	150	0.13
<i>Cuculus canorus</i>	All	10	39	0.042
<i>Glaucidium passerinum</i>	All	9	20	0.001
<i>Aegolius funereus</i>	All	9	15	0.000
<i>Caprimulgus europaeus</i>	All	3	5	0.060 <i>f</i>
<i>Jynx torquilla</i>	B	3	12	0.34
<i>Picus canus</i>	All	4	7	0.012
<i>Picus viridis</i>	B	6	30	0.37
<i>Dryocopus martius</i>	B	9	46	0.27
<i>Dendrocopos major</i>	B	19	116	0.22
<i>Picoides tridactylus</i>	B	11	14	0.000
<i>Anthus trivialis</i>	B	21	147	0.75
<i>Troglodytes troglodytes</i>	B	18	121	0.61
<i>Prunella modularis</i>	B	21	133	0.21
<i>Erithacus rubecula</i>	B	23	164	1 <i>f</i>
<i>Phoenicurus phoenicurus</i>	B	14	39	0.000
<i>Saxicola rubetra</i>	B	0	21	0.07
<i>Turdus merula</i>	B	23	155	0.23
<i>Turdus pilaris</i>	B	14	95	0.76
<i>Turdus philomelos</i>	B	22	157	0.92
<i>Turdus iliacus</i>	B	20	139	0.74
<i>Turdus viscivorus</i>	B	12	47	0.022
<i>Sylvia curruca</i>	B	10	60	0.51

	Status	NR (n= 23)	UP (n = 165)	NR vs UP
<i>Sylvia borin</i>	B	12	59	0.13
<i>Sylvia atricapilla</i>	B	20	112	0.06
<i>Phylloscopus sibilatrix</i>	B	9	18	0.000
<i>Phylloscopus collybita</i>	B	6	6	0.000
<i>Phylloscopus trochilus</i>	B	23	165	1 <i>f</i>
<i>Regulus regulus</i>	B	23	154	0.20
<i>Muscicapa striata</i>	B	17	77	0.014
<i>Fidecula hypoleuca</i>	B	13	44	0.004
<i>Parus montanus</i>	B	19	110	0.12
<i>Parus cristatus</i>	B	18	92	0.040
<i>Parus ater</i>	B	22	105	0.002
<i>Parus major</i>	B	23	156	0.25
<i>Cyanistes caeruleus</i>	B	13	84	0.61
<i>Sitta europaea</i>	B	8	49	0.62
<i>Certhia familiaris</i>	B	22	97	0.001
<i>Lanius collurio</i>	B	3	20	0.016
<i>Garrulus glandarius</i>	B	13	64	0.11
<i>Perisoreus infaustus</i>	All	1	1	0.230 <i>f</i>
<i>Nucifraga caryocatactes</i>	All	6	37	0.70
<i>Corvus cornix</i>	All	16	79	0.050
<i>Corvus corax</i>	All	18	64	0.000
<i>Fringilla coelebs</i>	B	23	165	invalid
<i>Fringilla montifringilla</i>	B	4	7	0.012
<i>Carduelis chloris</i>	B	8	58	0.97
<i>Carduelis spinus</i>	B	22	162	0.409 <i>f</i>
<i>Carduelis flammea</i>	All	15	67	0.026
<i>Loxia curvirostra</i>	All	21	131	0.17
<i>Loxia pytyopsittacus</i>	All	4	24	0.72
<i>Pyrrhula pyrrhula</i>	B	14	57	0.015
<i>Emberiza citrinella</i>	B	6	45	0.91

Table 3: Distribution of selected species in nature reserve locations (NR) and proposed protected areas (PPA) compared to: category 1 (n = 216) all coniferous forests with at least one thorough visit during breeding season, and category 2 (n = 429) including other coniferous areas that have species lists but without a thorough breeding season visit. Expected percent is proportion of all localities that are within NR and PPA, respectively, and also the expected frequency of bird species assuming equal distribution.

	Status	Category 1		Category 2	
		% in NR	% in PPA	% in NR	% in PPA
Expected percent		10.6	13.0	5.4	6.5
<i>Accipiter gentilis</i>	All	31.6	18.4	22.2	13.0
<i>Accipiter nisus</i>	All	20.0	8.9	13.6	6.1
<i>Buteo buteo</i>	All	18.2	12.1	11.5	7.7
<i>Buteo lagopus</i>	All	33.3	25.0	30.8	23.1
<i>Bonasa bonasia</i>	B	8.8	20.6	7.0	16.3
<i>Bonasa bonasia</i>	All	22.8	15.8	15.1	10.5
<i>Tetrao tetrix</i>	B	13.3	18.7	10.5	14.7
<i>Tetrao urogallus</i>	B	18.9	27.0	17.1	24.4
<i>Scolopax rusticola</i>	B	24.4	17.1	18.9	13.2
<i>Columba oenas</i>	B	29.4	11.8	26.3	10.5
<i>Columba palumbus</i>	B	11.6	13.1	8.4	9.5
<i>Cuculus canorus</i>	B	14.0	24.0	11.5	19.7
<i>Glaucidium passerinum</i>	All	30.0	3.3	19.6	2.2
<i>Aegolius funereus</i>	All	36.0	4.0	31.0	3.4
<i>Caprimulgus europaeus</i>	All	33.3	11.1	15.8	5.3
<i>Jynx torquilla</i>	B	16.7	16.7	11.5	11.5
<i>Picus canus</i>	B	25.0	12.5	20.0	10.0
<i>Picoides tridactylus</i>	B	32.4	26.5	28.9	23.7
<i>Phoenicurus phoenicurus</i>	B	18.4	30.3	15.6	25.6
<i>Turdus philomelos</i>	B	10.7	12.7	7.7	9.1
<i>Turdus viscivorus</i>	B	15.6	23.4	12.5	18.8
<i>Sylvia atricapilla</i>	B	13.3	12.0	10.4	9.3
<i>Phylloscopus sibilatrix</i>	B	28.1	15.6	23.7	13.2
<i>Phylloscopus collybita</i>	B	46.2	7.7	35.3	5.9
<i>Regulus regulus</i>	B	11.3	12.8	8.3	9.4

	Status	Category 1		Category 2	
		% in NR	% in PPA	% in NR	% in PPA
Expected percent		10.6	13.0	5.4	6.5
<i>Muscicapa striata</i>	B	15.6	13.8	12.9	11.4
<i>Fidicula hypoleuca</i>	B	20.0	12.3	15.9	9.8
<i>Parus montanus</i>	B	12.9	12.2	10.4	9.8
<i>Parus cristatus</i>	B	14.0	14.7	11.5	12.1
<i>Parus ater</i>	B	15.2	12.4	11.2	9.1
<i>Certhia familiaris</i>	B	15.8	14.4	12.4	11.2
<i>Garrulus glandarius</i>	B	14.3	15.4	11.6	12.5
<i>Perisoreus infaustus</i>	All	50.0	0.0	33.3	0.0
<i>Nucifraga caryocatactes</i>	All	12.8	8.5	7.4	4.9
<i>Fringilla coelebs</i>	B	10.6	13.0	7.2	8.8
<i>Fringilla montifringilla</i>	B	33.3	8.3	30.8	7.7
<i>Carduelis spinus</i>	B	10.4	12.8	7.4	9.1
<i>Carduelis flammea</i>	All	15.5	15.5	9.6	9.6
<i>Loxia curvirostra</i>	All	11.9	13.6	7.6	8.7
<i>Loxia pytyopsittacus</i>	All	12.9	9.7	9.8	7.3
<i>Pyrrhula pyrrhula</i>	B	17.3	12.3	13.5	9.6

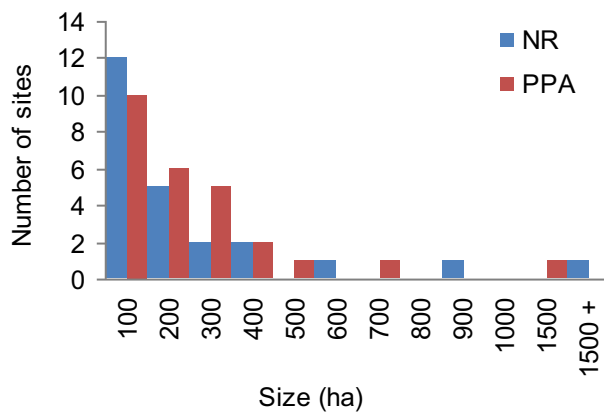


Figure 1: Size distribution of nature reserves (NR) and proposed protected areas (PPA) in Oslo and Akershus.

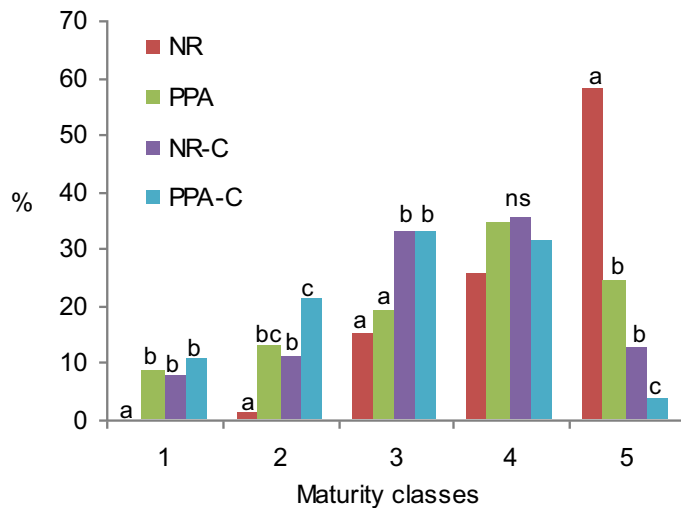


Figure 2: Forest maturity class composition (see Methods for details), of nature reserves, proposed protected areas and their respective control areas. Numbers are presented as mean percentage of coverage in point counts. The scale goes from young to mature forest where 1 is a clear-cut area and 5 is harvestable forest. Differing letters indicate significant differences between columns in each maturity class.

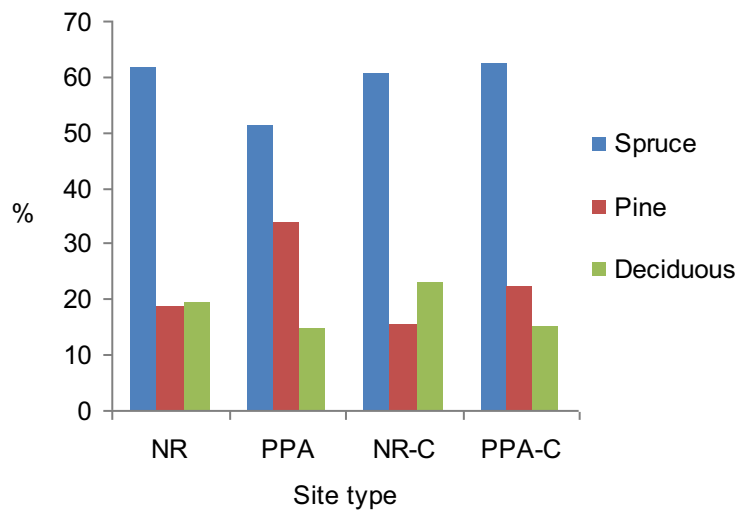


Figure 3: Tree species composition of nature reserves (NR), proposed protected areas (PPA) and their respective control areas (NR-C and PPA-C). Numbers are presented as percentage of coverage in each point count.

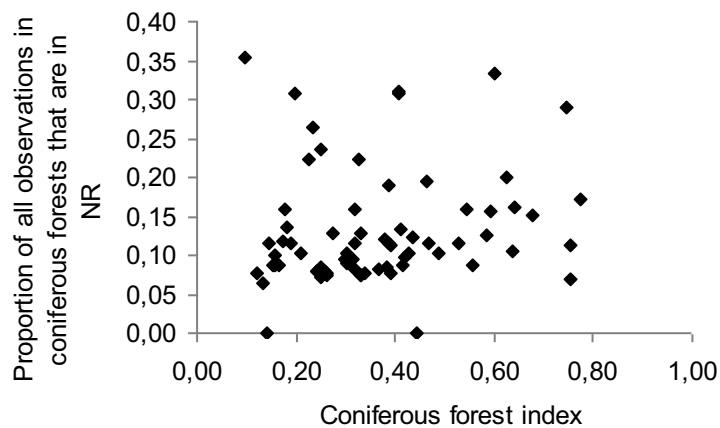


Figure 4: Correlation between coniferous forest index (proportion of all locations of a species that were in a coniferous forest) and proportion of all locations within a coniferous forest that were found in nature reserves.

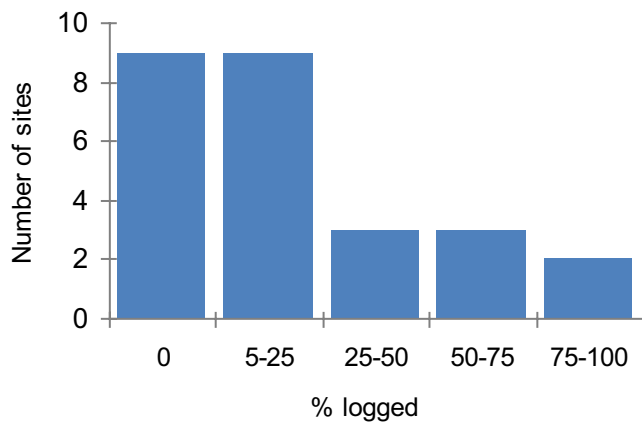


Figure 5: Frequency distribution of proportion of area of proposed protected areas that have been logged after 1993.

Appendix 1

Latin	English	Norsk
<i>Accipiter gentilis</i>	Northern goshawk	Hønsenhauk
<i>Accipiter nisus</i>	Sparrow hawk	Spurvehauk
<i>Buteo buteo</i>	Common buzzard	Musvåk
<i>Buteo lagopus</i>	Rough-legged buzzard	Fjellvåk
<i>Bonasa bonasia</i>	Hazel grouse	Jerpe
<i>Tetrao tetrix</i>	Black grouse	Orrfugl
<i>Tetrao urogallus</i>	Capercaillie	Storfugl
<i>Scolopax rusticola</i>	Eurasian woodcock	Rugde
<i>Columba oenas</i>	Stock dove	Skogdue
<i>Columba palumbus</i>	Common wood pigeon	Ringdue
<i>Cuculus canorus</i>	Common cuckoo	Gjøk
<i>Glaucidium passerinum</i>	Pygmy owl	Spurveugle
<i>Aegolius funereus</i>	Tengmalm's owl	Perleugle
<i>Caprimulgus europaeus</i>	European nightjar	Nattravn
<i>Jynx torquilla</i>	Eurasian wryneck	Vendehals
<i>Picus canus</i>	Grey-faced woodpecker	Gråspett
<i>Picus viridis</i>	Green woodpecker	Grønnspekk
<i>Dryocopus martius</i>	Black woodpecker	Svartspett
<i>Dendrocopos major</i>	Great spotted woodpecker	Flaggspekk
<i>Dendrocopos leucotos</i>	White-backed woodpecker	Hvitryggspett
<i>Picoides tridactylus</i>	Three-toed woodpecker	Tretåspett
<i>Anthus trivialis</i>	Tree pipit	Trepiplerke
<i>Troglodytes troglodytes</i>	Wren	Gjerdessmet
<i>Prunella modularis</i>	Dunnock	Jernspurv
<i>Erithacus rubecula</i>	European robin	Rødstrupe
<i>Phoenicurus phoenicurus</i>	Common redstart	Rødstjert
<i>Saxicola rubetra</i>	Whinchat	Buskskvett
<i>Turdus merula</i>	Blackbird	Svarttrost
<i>Turdus pilaris</i>	Fieldfare	Gråtrost
<i>Turdus philomelos</i>	Song thrush	Måltrost
<i>Turdus iliacus</i>	Redwing	Rødvingetrost

Latin	English	Norsk
<i>Turdus viscivorus</i>	Mistle thrush	Duetrost
<i>Sylvia curruca</i>	Lesser whitethroat	Møller
<i>Sylvia borin</i>	Garden warbler	Hagesanger
<i>Sylvia atricapilla</i>	Blackcap	Munk
<i>Phylloscopus sibilatrix</i>	Wood warbler	Bøksanger
<i>Phylloscopus collybita</i>	Chiffchaff	Gransanger
<i>Phylloscopus trochilus</i>	Willow warbler	Løvsanger
<i>Regulus regulus</i>	Common goldcrest	Fuglekonge
<i>Muscicapa striata</i>	Spotted flycatcher	Gråfluesnapper
<i>Ficedula hypoleuca</i>	Pied flycatcher	Svarthvit fluesnapper
<i>Aegithalos caudatus</i>	Long-tailed tit	Stjertmeis
<i>Parus montanus</i>	Willow tit	Granmeis
<i>Parus cristatus</i>	Crested tit	Toppmeis
<i>Parus ater</i>	Coal tit	Svartmeis
<i>Parus major</i>	Great tit	Kjøttmeis
<i>Cyanistes caeruleus</i>	Blue tit	Blåmeis
<i>Sitta europaea</i>	Nuthatch	Spettmeis
<i>Certhia familiaris</i>	Treecreeper	Trekryper
<i>Lanius collurio</i>	Red-backed shrike	Tornskate
<i>Garrulus glandarius</i>	Eurasian jay	Nøtteskrike
<i>Perisoreus infaustus</i>	Siberian jay	Lavskrike
<i>Nucifraga caryocatactes</i>	Spotted nutcracker	Nøttekråke
<i>Corvus cornix</i>	Hooded crow	Kråke
<i>Corvus corax</i>	Common raven	Ravn
<i>Fringilla coelebs</i>	Chaffinch	Bokfink
<i>Fringilla montifringilla</i>	Brambling	Bjørkefink
<i>Carduelis chloris</i>	Greenfinch	Grønnfink
<i>Carduelis spinus</i>	Eurasian siskin	Grønnsisik
<i>Carduelis flammea</i>	Common redpoll	Gråsisik
<i>Loxia curvirostra</i>	Common crossbill	Grankorsnebb
<i>Loxia pytyopsittacus</i>	Parrot crossbill	Furukorsnebb
<i>Pyrrhula pyrrhula</i>	Common bullfinch	Dompap
<i>Emberiza citrinella</i>	Yellowhammer	Gulspurv

Appendix 2:

Er reservater nok? Verdien av skogreservater for boreale skoglevende fugler i Oslo og Akershus

Forord

Denne oppgaven er den avsluttende delen av min mastergrad i naturforvaltning ved UMB. Å studere effektiviteten av dagens skogreservater er både interessant og viktig. Det er et vanskelig felt, og det har vært mange konflikter knyttet til det å verne økonomisk nyttbar skog, noe som har satt vern av arter på sidelinjen.

Jeg vil takke min veileder Professor Svein Dale for at han har hjulpet meg med feltarbeidet, latt meg bruke hans datamateriale fra en hel årrekke med fugleturer og for all hjelp med statistikk og selve skriving av oppgaven. Jeg vil også gjerne takke Jorunn O. Vallestad, Torleif Bakke, Victoria M. Kristiansen og Professor Sigmund Hågvær for alle nyttige kommentarer til manuskriptet.

Feltarbeidet ble finansiert av Direktorat for naturforvaltning og Miljøvern avdelingen hos fylkesmannen i Oslo og Akershus.

Den norske delen av denne oppgaven kom til ettersom jeg innså viktigheten av å kunne formidle ervervet kunnskap til de som blir påvirket av denne. Det er selvfølgelig viktig å spre ny kunnskap i det internasjonale forskningsmiljøet, men etter endt studie vil jeg sannsynligvis få en forvaltningsrettet jobb i Norge, enten offentlig eller privat. Da er det helt essensielt å kunne kommunisere med kolleger, berørte parter og media på et godt norsk fagspråk.

Astrid Haavik
Ås, 15. mars 2010

Sammendrag

Et stort antall gammelskogsarter har blitt negativt påvirket av moderne skogbruk. Den norske verneplanen for barskog ble vedtatt i 1988, men fortsatt er bare 1,7 % av den produktive skogen vernet. Denne oppgaven estimerer tetthet og andel av fuglepopulasjoner som finnes i barskogsreservater, vurdert vernede områder og uvernet skog (kontrollområder) i Oslo og Akershus, på grensen mellom boreonemoral og sørboreal vegetasjonssone. Resultatene er basert på punkttakseringer og artslistene. Naturreservater hadde en høyere andel av moden skog (Hkl.V) enn noen annen kategori, men hadde ikke noe høyere total tetthet av fugler. Vurdert vernede områder hadde ikke høyere tetthet av fugl enn uvernet skog og rundt 1000 hektar av disse områdene har blitt hogd siden de ble vurdert til vern. Flere arter hadde flere forekomster i et reservat eller vurdert vernet område en forventet hvis forekomster var tilfeldig fordelt over alle besøkte områder. Men det var sjelden at mer enn 10-30 % av forekomstene var i et reservat. Resultatene tyder på at barskogsreservater spiller liten rolle for vern av boreale skogspesialister i studieområdet, og at fremtiden til disse artene er underlagt skogforvaltningen i uvernede områder. Jeg foreslår at for å oppnå en vellykket bevaring av boreale skogspesialister må man: Verne store områder med ur- eller naturskog i et effektivt reservatnettverk, og implementere strenge skjøtselstiltak i skogbruket som øker naturskogspreget.

Innholdsfortegnelse

Forord

Sammendrag

Innledning	1
Metode	3
Studieområde	3
Valg av områder	3
Punkttakseringer	4
Skogtilstand	5
Database	5
Dagens tilstand for vurdert vernede områder	6
Dataanalyser	6
Resultat	7
Skogtilstand	7
Punkttaksering	7
Artslister	8
Dagens tilstand for vurdert vernede områder	8
Diskusjon	9
Fugler i reservater i Oslo og Akershus	9
Egenskaper ved gammelskog	10
Hvorfor er ikke reservatene viktigere for boreale fugler i Oslo og Akershus? ...	13
Hvordan kan skogforvaltningen forbedres? Veien videre	14
Konklusjon	17
Litteraturliste	17
Tabeller	24
Figurer	30

Innledning

Moderne intensivt skogbruk har skapt et fragmentert landskap av hogstflater, ensartede gjenplantinger og gjenværende gammelskog i den én gang vidstrakte boreale urskogen i Fennoskandia (Angelstam & Mikusinski 1994; Berntsen & Hågvar 2008; Esseen et al. 1997; Stokland 1997; Väisänen et al. 1986). Med gammelskog menes skog som er betydelig eldre enn hogstmoden (Hanski & Walsh 2004, s.48). Menneskets bruk av den boreale skogen strekker seg tilbake til selve skogens opprinnelse etter siste istid, men storskala avskoging var ikke et problem i disse trakter før på 1600-tallet (Hansson & Larsson 1997). I dag er det mer skog enn noen gang, men aldri før har det vært så lite uberørt skog (Esseen et al. 1997). Et stort antall arter har blitt påvirket av dette og har opplevd populasjonsnedgang (Helle & Järvinen 1986; Lie et al. 2009; Martikainen et al. 2000; Nascimbene et al. 2009; Rolstad & Rolstad 1999). Effekter av skogbruk på skoglevende arter er tap av habitat, endring av habitat og fragmentering. Rundt 20 % av alle rødlistearter i Norge er knyttet til gammelskog (Kålås et al. 2006). Små skogsområder av spesiell interesse har blitt vernet opp gjennom hele 1900-tallet, men det fantes ingen systematisk plan for skogvern før den første norske verneplanen for barskog ble utarbeidet av Barskogsutvalget i 1988. Den hadde som mål å vurdere datidens vernestatus for barskog og foreslå nytt vern. Dette var del av en økende bevissthet rundt nødvendigheten av å verne de få gjenværende uberørte skogene (Berntsen & Hågvar 1991; Korsmo 1991). Fortsatt er bare 1,7 % av produktiv barskog underlagt vern, selv om fagmiljøene har estimert at minst 4,5 % prosent av produktiv skog må vernes for å fange opp det mest prekære vernebehovet blant skoglevende arter (Berntsen & Hågvar 2008; Framstad et al. 2002). I Oslo og Akershus er det i dag 24 barskogsreservater med et areal på 5331 hektar, noe som utgjør 1,5 % av det totale skogarealet i de to fylkene, som er 328 000 hektar. I prosessen med verneplaner ble ytterligere 26 områder vurdert vernet i 1993, med et areal på til sammen 6700 hektar (Korsmo & Svalastog 1993a; Korsmo & Svalastog 1993b). Bare to prosent av skogen i Oslo og Akershus er over 160 år gammel, så mesteparten er under intensiv skogsdrift, med lite eller ingen plass til overs for urskogsarter (Tomter et al. 2002). Det er åpenbart et behov for en re-evaluering av skogvernet i Oslo og Akershus om man vil nå de målene som er satt. Første steg på veien gjennom en systematisk verneplan vil da være å finne ut hvor effektive dagens verneområder er til å verne de arter som er avhengige av

denne typen habitat. Deretter kan man lage konkrete planer om hvordan nye områder bør plasseres (Margules & Pressey 2000).

Fugler kan være nyttige indikatorer på endringer i miljø og biodiversitet, fordi de fleste har vid utbredelse, er lette å oppdage og fordi artenes biologi er godt kjent (Bibby et al. 2000). Fugler som er spesialister i boreal urskog er på vikende front, hovedsakelig på grunn av spesifikke habitatkrav som involverer store mengder død ved, trær med store dimensjoner, løvtrær og predatorbeskyttelse (Angelstam et al. 2003; Helle & Järvinen 1986; Swenson 1993). Studier i Finland viste at hakkespetter og en rekke hullrugende fugler foretrakk reservater over hogstpåvirket skog (Virkkala et al. 1994a; Virkkala et al. 1994b). I en undersøkelse av indikatorarter for verneverdig barskog fant Roberge og Angelstam (2006) at tretåspett (*Picoides tridactylus*) var den arten som indikerte høyest artsrikdom, den er spesielt knyttet til gammel granskog (Angelstam & Mikusinski 1994). Indikatorarter hjelper oss å lokalisere de områdene som har høy verneverdi, men mange av disse områdene forblir uvernede til tross for at verneverdien er godt dokumentert. Produktiv barskog i lavlandet har høy biodiversitet og mange truede arter, men vernet skogareal er forskjøvet mot høyereliggende skog med lav produktivitet (Framstad et al. 2002). Så, hvor gode er de eksisterende reservatene på å fange opp levedyktige populasjoner av boreale gammelskogsarter av fugler?

Målet med denne oppgaven er å sammenligne forekomst av fugl, spesielt barskogsspesialister i eksisterende naturreservater, vurdert vernede områder og uvernede kontrollområder. Dette for å teste om naturreservater har høyere hekketetthet og høyere andel populasjoner av fugl enn hogstpåvirket skog. Jeg vil prøve å finne ut om eksisterende barskogsreservater i Oslo og Akershus er viktige for vern av fuglearter som er assosiert med denne type skog. Det forventes høyere tetthet av boreale urskogsspesialister i naturreservater og i vurdert vernede områder, sammenlignet med uvernet skog. Om reservatenes rolle er å beskytte arter som er sårbare for inngrep fra utryddelse, vil det forventes en høyere andel av disse spesialiserte artene innen et reservat enn i utenforliggende skog, og en betydelig lavere andel av arter som ikke er urskogsspesialister (altså habitatgeneralister). I tillegg til dette ble dagens tilstand på de vurdert vernede områdene grovt anslått. Disse områdene er ikke under noe form for vern og grunneier står fritt til å hogge skogen, noe som kan redusere den opprinnelige verneverdien fullstendig. Dette har blitt dokumentert før (Korsmo 1991), men så vidt

jeg vet har det ikke blitt gjennomført noen oppfølgende undersøkelser for å prøve å fastslå hvor mye av de vurdert vernede områdene som er av verneverdi i dag.

Metode

Studieområde

Denne studien ble gjennomført i Oslo og Akerhus i perioden 28. april til 29. juni 2009. Området ligger på grensen mellom sørboreal og boreonemoral vegetasjonssone (Moen et al. 1998). Skogen domineres av barskog, med gran (*Picea abies*) og furu (*Pinus sylvestris*) som vanligste arter. Løvtrær, som bjørk (*Betula* spp.), osp (*Populus tremula*), ask (*Fraxinus excelsior*) og vierarter (*Salix* spp.), finnes i de tidlige suksesjonene, som enkelttrær i barskog eller mer permanente løvskoger langs elver og våtmarker (Angelstam & Mikusinski 1994; Esseen et al. 1997). Produktiv skog dekker 64 % av det totale landarealet i Oslo og Akershus (Tomter et al. 2002). Tre kategorier av skog ble undersøkt; barskogsreservater, vurdert vernede barskoger (pga høy verneverdi) og områder som ikke er vernet eller foreslått til vern. Uvernede områder ble valgt ut som parede kontrollområder til reservater og parede kontroller til vurdert verna områder.

Valg av områder

Kart og lister over alle reservater og vurdert vernede områder ble samlet. Reservatgrenser er tegnet inn på alle nye kart i M711-serien (Statens Kartverk 2002). For tilleggsinformasjon ble databasen Naturbase brukt (Direktorat for naturforvaltning 2009). Denne databasen inneholder informasjon om hvert enkelt reservat, som størrelse, grunnlag for vern, med mer og blir jevnlig oppdatert av Direktoratet for naturforvaltning. Vurdert vernede områder er ikke under noen form for statlig beskyttelse. De områdene som omhandles her har blitt beskrevet i rapporter fra Norsk institutt for naturforskning, som en del av utkast til verneplan for Øst-Norge (Korsmo & Svalastog 1993a; Korsmo & Svalastog 1993b). Av de områdene som ble beskrevet i disse rapportene var det 26 uvernede områder igjen i 2009. Det har vært foreslått arealutvidelser til disse områdene og nye forslag til vern, som har ført til at tre ekstra områder og 1000 hektar har blitt lagt til det som i denne undersøkelsen er omtalt som

”vurdert vernede områder” (Røsok 2007). Kontrollområder ble valgt ut som tilfeldig plasserte punkter i skog nær opp til et reservat eller et vurdert vernet område, dette for å kunne sammenligne områdene parvis. Totalt ble tjue reservater (16 med kontrollområder) og tjueseks vurdert vernede områder (22 med kontrollområder) besøkt. Ikke alle områder fikk tilgrensende kontroll, på grunn av mangel på tilgrensende skog ($n = 3$), dårlig vær ($n = 2$), ett vurdert verneområde grenset til et naturreservat ($n = 1$), og noen områder lå så tett at de ble tildelt et felles kontrollområde ($n = 4$, altså to tilfeller hvor to områder ble slått sammen for å sammenlignes men én kontroll).

Punkttakseringer

Undersøkelser av fugletetthet ble gjennomført med punkttakseringer, der artsgjenkjenning baseres på territoriehevdende sang hos hanner (Bibby et al. 2000; Johnson 2008). Alle hunner, utfløyne unger og hanner som ikke viste sangaktivitet ble også notert. Punkter ble plassert 300 meter fra hverandre for å unngå å telle samme fugl to ganger. Antall punkter i et skogsområde ble bestemt av størrelsen på dette området. De minste reservatene fikk for eksempel ikke plass til mer enn to punkter innenfor grensene. Andre områder var så store at det var vanskelig å dekke hele området på én dag, og da ble det bare gjort punkttaksering i en del av området. Det største antallet punkter i et enkeltområde var elleve. Hvert punkt ble observert i tre minutter, og alle fugler sett og hørt innenfor en femti meter radius ble notert (Alldredge et al. 2007). Takseringene begynte ved soloppgang og sluttet før klokken tolv. I tillegg var alle punktene minst hundre meter fra reservatgrense eller grense på vurdert vernet område, enten det var et kontrollpunkt eller punkt innenfor reservat/verneforslag. Naturreservater og vurdert vernede områder ble besøkt mest mulig annenhver gang for å unngå datoeffekter, og kontrollområder ble besøkt samme dag som sitt tilliggende område (To unntak). Totalt ble det tilbrakt 46 dager i felt.

Det var ingen signifikant forskjell mellom innsamlingsdato for naturreservater og vurdert vernede områder ($t = -0,94$; $df = 76$; $p = 0,39$). Når det kom til tid på dagen var det ingen signifikant forskjell i tid taksert i naturreservater og vurdert vernede områder ($t = 0,98$; $df = 529$; $p = 0,33$). Heller ikke naturreservatene sammenlignet med sine kontroller hadde signifikant forskjell i tidspunkt taksert ($t = 0,91$; $df = 211$; $p = 0,36$). Men for de vurdert vernede områdene var det en signifikant forskjell i tidspunkt ($t = -$

2,07; $df = 359$; $p = 0,04$), ettersom kontrollområdene i gjennomsnitt var blitt taksert én halv time senere (Gj.snitt 07:38 mot 08:03).

Skogtilstand

Skogstruktur ble registrert som hogstklasse og andel gran, furu og løvtrær i femti meter radius rundt hvert takseringspunkt. Kategorien løvtrær inkluderte alle trær likt, uansett art og uavhengig av om de hadde høy verneverdi (som storvokst osp), eller om det var unge trær på en hogstflate. Hogstklasse er en skogbruksterm som blir brukt som et mål på størrelse og relativ alder på et bestand. Skalaen går fra én til fem, hvor én (I) er et flatehogd område som er klart for planting eller frøsetting, to (II) er ungskog med høyder opp til 5-9 meter, tre (III) defineres som ung produksjonsskog, fire (IV) er gammel produksjonsskog og fem (V) symboliserer hogstmoden skog (Fitje & Strand 1989). Kategoriene er ment å brukes i produktiv skog, og de passer dårlig til å beskrive lavproduktiv skog, som opptrer ved større høyde over havet og ved næringsfattig jord eller skoger med en flersjiktig struktur og mange aldersklasser tilstede samtidig (Fitje & Strand 1989). I de tilfellene dette skapte problemer, som i naturskog, ble vekten lagt på alder i stedet for modenhet, og disse ble kalt for hogstklasse fem (V), selv om de ikke var hogstmodne.

Database

Artslister fra 429 forskjellige barskogslokaliteter i Oslo og Akershus har blitt samlet, basert på observasjoner gjort av Svein Dale og flere andre lokale fugletittere gjennom tjue år. Av disse var det 216 områder med minst ett dekkende besøk i hekketiden (mai-juni). Det var 23 naturreservater, 28 vurdert vernede områder og 165 uvernede barskogsområder. Disse artslistene ble brukt for å analysere forekomst-fravær for hver art i hvert område. Dataene her har en svakhet fordi det er tilbøyelighet til at verneområdene vil ha mer komplette artslistene for sitt område, ettersom disse har blitt besøkt både oftere og mer grundig enn andre områder. Siden artenes forekomst i uvernede områder mest sannsynlig er underestimert, må de forskjellene som observeres her bli tolket i lys av at dette.

Dagens tilstand for vurdert vernede områder

Det ble gjort grove anslag for hvor stort areal av de vurdert vernede områdene som var blitt hogd etter inventeringene i 1993 (Korsmo & Svalastog 1993a). Dette ble gjort ved å markere på kart der det var hogstflater og foryngelser, som ble antatt å ha blitt hogd etter 1993. Resultatene av denne enkle kvantifiseringen blir presentert som prosentandel av totalt areal som har blitt hogd, og inkluderer ikke fragmenteringsgrad.

Dataanalyser

For punkttakseringene var det en sterk skjevhet mot null-observasjoner, noe som førte til en uparametrisk fordeling. Dermed ble det brukt uparametriske analyser. For å teste naturreservater og vurdert vernede områder mot deres respektive kontrollområder parvis, ble det brukt Wilcoxon Signed-Rank tester. I test mellom reservater og vurdert vernede områder ble det utført en Mann-Whitney U-test (Dytham 2003). Gjennomsnitt av alle observasjoner av en art innen et område ble kalkulert fordi punktene i seg selv ikke var parvise, kun områdene. Altså fikk hver art en observasjonsrate, som også kontrollerte for eventuelle forskjeller i antall punkter mellom områder. Alle tester var two-tailed.

Resultat

Skogtilstand

Barskogsreservatene i Oslo og Akershus varierer i størrelse fra 6 hektar til 1782 hektar, hvor de fleste er av liten størrelse. Gjennomsnittlig størrelse er 222 hektar og medianen er 96 hektar (fig. 1). De vurdert vernede områdene varierte i størrelse fra 9,6 til 1231 hektar. Gjennomsnittlig størrelse er 210 hektar og medianen er 150 hektar.

Det var en signifikant høyere andel av hogstklasse fem (V) i naturreservater sammenlignet med kontrollområder og vurdert vernede områder (ANOVA, $F = 17,31$; $df = 3, 81$; $p < 0,001$; fig. 2). Andelen av hogstflater og foryngelser var også lavere i naturreservater sammenlignet med kontrollområder og vurdert vernede områder (ANOVA, hogstflate: $F = 3,53$; $df = 3, 81$; $p = 0,02$; foryngelse (II): $F = 7,01$; $df = 3, 81$; $p < 0,001$). Gran var dominerende treslag i alle kategorier (fig. 3). Ellers var fordelingen av treslag lik, bortsett fra vurdert vernede områder, som hadde en vesentlig høyere andel av furu (34 %) i takseringspunktene (ANOVA, furu: $F = 2,77$; $df = 3, 81$; $p = 0,05$, gran og lauvtrær: NS).

Punkttaksering

Parvis sammenligning av naturreservater med tilgrensende kontrollområder ($n = 16$), viste at to arter, fuglekonge (*Regulus regulus*) ($z = -2,08$; $n = 9$; $p = 0,04$) og grankorsnebb (*Loxia curvirostra*) ($z = -2,20$; $n = 6$; $p = 0,03$) hadde høyere gjennomsnittlige observasjonsrater innenfor reservater enn i områdene utenfor (tabell 1). To arter, rødstrupe (*Erithacus rubecula*) ($z = -2,23$; $n = 14$; $p = 0,03$) og løvsanger (*Phylloscopus trochilus*) ($z = -2,56$; $n = 15$; $p = 0,01$) ble funnet oftere i kontrollområdene enn i reservatene. Sammenligninger av vurdert vernede områder med tilgrensende kontrollområder ($n = 22$), viste at trepiplerke (*Anthus trivialis*) ($z = -2,86$; $n = 22$; $p = 0,00$) og grankorsnebb ($z = -2,85$; $n = 11$; $p = 0,00$) var mer vanlige å finne innenfor et vurdert vernet område enn i de omkringliggende kontrollpunktene.

Etter sammenligninger av naturreservater ($n = 20$) mot vurderte verneområder ($n = 26$, tabell 1), kom trepiplerke ut som den eneste arten med signifikant resultat og den foretrakk vurdert vernede områder.

Artslister

Tjuefem av sekstito arter hadde en høyere forekomst i naturreservater enn i uvernede skogsområder (tabell 2). De artene som ikke ble funnet i det hele tatt eller i for lite antall til å kunne testes i punkttakseringene, er spesielt viktig her. Dette gjelder særlig rovfuglene, skogshøns og tretåspett. Det var mange arter som hadde høyere andel av observasjoner innen naturreservater og vurdert vernede områder enn forventet hvis forekomster var tilfeldig fordelt i all type barskog (tabell 3). I tabellen inkluderer kategori 1 (n = 216) bare områder som er grundig besøkt i hekkesesongen, mens kategori 2 (n = 429) inkluderer alle områder med barskog som har fått artsregistreringer i databasen. Andel av forekomster innenfor et reservat var stort sett ikke høyere enn 10-30 %, selv for barskogsspesialister. Andel fugler som ble funnet i barskog generelt var ikke korrelert med andel fugler funnet i barskogsreservater ($r = 0,15$; $n = 70$; $p = 0,21$; fig. 4).

Dagens tilstand for vurdert vernede områder

Det var tegn til hogst i 17 av de 26 besøkte verneforslagene (fig. 5). I de to mest hogstpåvirkete områdene var så mye som 90-95 % av området flatehogd. Resultatene indikerer at minst 1000 hektar av de vurdert vernede områdene har blitt hogd siden 1993, av et totalareal på 7700 hektar.

Diskusjon

Fugler i reservater i Oslo og Akershus

Det var ikke høyere tetthet av hekkende fugler i reservater eller vurdert vernede områder sammenlignet med omkringliggende skog som ikke var under noen form for vern. Noen av de artene som ble forventet å være mer tallrike i gammelskog, som storfugl (*Tetrao urogallus*) og tretåspett hadde forskjeller i forekomst som var nær signifikante. Mangelen på signifikante forskjeller for disse artene er trolig et resultat av for få observasjoner av hver art. Punkttaksering er ikke velegnet når det kommer til å fange opp sjeldne arter, og man får ofte bare store nok utvalg for de mest tallrike artene. I gammelskog kan det like gjerne være at en lavere tetthet av generalistartene indikerer høyest verneverdi (Helle & Järvinen 1986). Derfor ble artslistene inkludert i denne studien for å flere observasjoner av hver art. Mange arter hadde en høyere sannsynlighet for å bli funnet innenfor et reservat enn forventet hvis de hadde hatt en jevn utbredelse i alle skoger som var med i artslistedataene. Disse inkluderer hønsehauk (*Accipiter gentilis*), skogshøns (storfugl, jerpe (*Bonasa bonasia*)), spesialiserte hakkespetter (gråspett (*Picus canus*), tretåspett), hullrugende arter (rødstjert (*Phoenicurus phoenicurus*), gråfluesnapper (*Muscicapa striata*), svarthvit fluesnapper (*Ficedula hypoleuca*), svartmeis (*Parus ater*), toppmeis (*Parus cristatus*)) og trekryper (*Certhia familiaris*). Ingen arter hadde alle eller nesten alle funn innen et reservat. Av alle områdene besøkt utgjorde reservatene ti prosent av områdene (størrelse er ikke inkludert i beregningen), og de fleste artene hadde mellom 10 og 30 % av observasjonene innenfor et reservat. De få artene som hadde høyere andel av funn innenfor reservatene var veldig sjeldne. Lavskrike (*Perisoreus infaustus*) ble kun observert tre ganger totalt og bjørkefink (*Fringilla montifringilla*) og gransanger (*Phylloscopus collybita*) hadde kun tretten observasjoner hver. Disse resultatene indikerer at reservater ikke har høyere antall arter av fugler og at de ikke kan understøtte flere boreale urskogsspesialister.

Det nærmeste sammenlignbare studiet ble utført i en skog i Sør-Sverige. Nilsson (1979) fant en høyere total tetthet av fugl og høyere populasjonstetthet av fugl i en naturlig gammelskog, sammenlignet med moden produksjonsskog. Men han tok ikke hensyn til den mye høyere andelen av løvtrær i gammelskogen. Stokland (1994) viste at tetthet av fugl var direkte påvirket av andel løvtrær i skogen uavhengig av produktivitet. Virkkala

(1987) fant ingen forskjeller i tetthet mellom naturlig skog og produksjonsskog i Nord-Finland, men det var signifikante forskjeller i artssammensetning mellom de to skogtypene. Den upåvirkede skogen hadde høyere forekomst av nordlige standfugler (lappmeis (*Parus cinctus*) og lavskrike), som er kjente boreale spesialister, mens produksjonsskogen hadde en mye høyere forekomst av sørlige generalistarter (løvsanger (*Phylloscopus trochilus*), gråsisik (*Carduelis flammea*) og rødvingetrost (*Turdus iliacus*)) (Haila & Järvinen 1990). Langtidseffekten av storskala fragmentering i Finland har vært en økning i sørlige generalistarter. Disse har spredt seg nordover, mens mer nordlige standfugler har hatt en nedgang på 80 % fra 1945 til 1975 (Haila & Järvinen 1990; Väisänen et al. 1986). I sørlige Finland ble det beregnet at rundt ti prosent av populasjonen av lavskrike og tretåspett hekket i verneområder som omfattet bare 0,7 % av det totale landarealet (Virkkala et al. 1994b). I denne studien ble det også klart at andre gammelskogsarter, som har hatt en nedgang i Finland de siste hundre år, foretrakk reservater. I en norsk undersøkelse før og etter fragmentering av et barskogsområde, ble tettheten av territorielle hanner redusert med 20 % på en kort tidsskala (Tømmerås et al. 2000). Fragmentering kan også øke predasjon fra generalistpredatorer (rødrev (*Vulpes vulpes*)) på for eksempel reir og kyllinger av skøgshøns (Esseen et al. 1997; Hjeljord 2008; Wegge & Kastdalen 2007). Flatehogst kan føre til mer fordelaktige habitat for markmus (*Microtus* spp.), og større populasjoner av gnagere kan opprettholde en større populasjon av rødrev (Esseen et al. 1997; Lindström et al. 1994). I Canada er det meste av den opprinnelige urskogen fortsatt intakt. Et fragmenteringeksperiment der viste populasjonsnedgang hos alle arter som var avhengig av gammelskog (Schmiegelow et al. 1997). Dette viser at reservater i Oslo og Akershus kunne vært verdifulle for gammelskogsarter av fugl, men med dagens størrelse og antall områder er reservatnettverket uegnet til å beskytte store nok deler av populasjonene til disse artene.

Egenskaper ved gammelskog

Moderne hogstpraksis fjerner mange av de faktorene som er viktigst for boreale skoglevende fugler. Disse tapene manifesteres som tap av hekkehabitat, tap av furasjeringshabitat og økt predasjon (Angelstam & Mikusinski 1994; Hågvar & Sonerud 1994; Mikusinski et al. 2001). Sårbare arter inkluderer rovfugler, hakkespetter, ugler og noen meisearter (Esseen et al. 1997). Siden reservatene i hovedsak har blitt vernet for sin gammelskogskarakter, burde disse egne seg godt som habitat for disse artene. Det er

mange fugler som er knyttet til urskogselementer som gamle trær, stående død ved og trær med hulrom, som blir brukt både til reir og matsøking. I Finland økte andelen av standfugler og hullrugende fugler med skogens alder (Helle 1985). Hønehaukene har spesialisert sin jaktteknikk til halvåpen gammelskog og kongeørn (*Aquila chrysaetos*) trenger store trær som er minst 300 år gamle til å bygge reir i (Tjernberg 1983; etter Esseen et al. 1997). En av de mest krevende gruppene blant skogslevende fugler er hakkespettene. De er svært avhengige av gamle trær, døende trær og store løvtrær i barskogen for reirplass og matsøk (Mikusinski et al. 2001). Tretåspett er en nøkkelart i granskog ettersom den har spesialisert seg på å lage reirhull i døende grantrær (Hågvær et al. 1990). Arten er karakterisert som nær turet (NT) i den norske rødlista (Kålås et al. 2006). Naturlig forekomst for tretåspett er i skoger med intern dynamikk, men den sprer seg også til brannflater og stormfelling der det er mye død ved tilgjengelig (Angelstam & Mikusinski 1994). Lavskrike har hatt stor populasjonsnedgang i Finland, mest sannsynlig på grunn av fragmentering av gammelskog og en økt predasjon fra andre kråkefugler (Nystrand 2006; Virkkala 1991). I Norge finnes arten kun i høyereliggende barskog i kontinentale deler av landet og populasjonsstatus er ukjent (Borgos 1994). Storfugl er avhengig av gammel barskog og det er vist at antall hanner på en tiurleik er bestemt av arealet med gammelskog som omgir leiken i en radius på 1 km. Hvis den omkringliggende gammelskogen blir for fragmentert vil leiken oppløses (Wegge & Rolstad 1986).

Lavmengden i produksjonsskog er lavere enn i kontinuitetsskog på grunn av endrede mikroklimatiske forhold. Dette fører igjen til at mengden av mat for en rekke insektetende spurvefugler blir mindre ettersom mengden virvelløse dyr blir redusert (Pettersson et al. 1995). I Sverige er det vist at et gammelskogsområde kunne livnære et høyere antall av boreale fuglearter enn moden produksjonsskog i år med lav frøproduksjon hos bartrærne (Sjöberg et al. 2007). Et typisk trekk ved gammelskog i Norge er en halvåpen skog med et godt utviklet feltsjikt av blåbærlyng (*Vaccinium myrtillus*). Kyllinger og voksne av storfugl, orrfugl (*Tetrao tetrix*) og jerpe er avhengige av blåbærplanten på forskjellige måter for å overleve. Det er vist at blåbærlyngen ikke er like næringsrik eller har like høyt innhold av næringsrike larver på hogstflater og den blir fort utkonkurrert av lyssterke arter av gress. Et godt utviklet feltsjikt med lyng, busker og unge trær øker skjulete for fuglene og minsker predasjonsrisikoen (Hjeljord 2008). For eksempel er det vist at utbredelsen av jerpe i stor grad er begrenset til

områder der beitetrær av svartor (*Alnus glutinosa*). Disse må stå maks 15 meter fra skjortegraner som er preferert skjul da rovfugler er den største trusselen for jerpe (Swenson 1993). Hogstflater ved siden av urørt skog kan redusere kontinuitetsskogens preg opptil 75 meter inn i skogen, på grunn av endring i mikroklima (Söderström 2009). Jackson m.fl. (2009) mente at kanteffektene i Britiske naturreservater var betydelige og at disse i stor grad ville kunne påvirke fugl ettersom de er svært mobile arter. Den lave andelen av vernet skog i Oslo og Akershus i kombinasjon med betydelig fragmentering gjør det vanskelig for mange arter å møte sine habitatkrav.

Mengde løvtrær varierte ikke signifikant mellom de forskjellige områdekategoriene som ble taksert i denne studien. Men det kan være store forskjeller i artssammensetning og størrelse på trær som ikke ble registrert, og som igjen kan påvirke artsrikdom og forekomst av boreale spesialister. For eksempel er osp kjent for å være et treslag med høy diversitet av både lav og virvelløse dyr, i tillegg til at de er foretrukket reirtre for de fleste hakkespetter (Esseen et al. 1997; Hågvær et al. 1990). Andelen av løvtrær i boreal skog i Fennoskandia har gått kraftig ned, på grunn av omlegging av skog til jordbruksland og produksjonsskog. Siitonen et al (2000) beregnet at boreal gammelskog hadde 13 % løvtrær mens moden produksjonsskog hadde rundt 3 %. Nedgang i andelen av bestander med store løvtrær har påvirket arter som tretåspett, gråspett og stjertmeis (*Aegithalos caudatus*) (Angelstam & Mikusinski 1994). En annen art som er avhengig av gamle og døde løvtrær er hvitryggspetten (*Dendrocopos leucotos*), som har gjennomgått en stor nedgang i det meste av Fennoskandia (Angelstam & Mikusinski 1994; Gjerde et al. 2005; Roberge et al. 2008). I dag har Vestlandet trolig den største populasjonen av denne arten i hele Vest-Europa. Der trives de i bratte lier med store mengder løvtrær, utenfor rekkevidde for større menneskelige inngrep (Stenberg 1994). I østlige deler av Norge er hvitryggspetten nesten helt forsvunnet. I en modell av Roberge et al. (2008) ble det beregnet at hvitryggspett trenger minst 8-17 m³/ha med død løvtrevirke over et areal på 100 hektar for å overleve. Gjerde et al (2005) fant også arten i furuskog på Vestlandet med over 10 % kronedekke av løvskog og gjennomsnittlig 12-17 % stående død ved. Dagens skogbruk opprettholder ikke et høyt nivå av gamle løvtrær i bestandene, noe som gjør det vanskelig for hvitryggspett å rekolonisere Østlandet og resten av Fennoskandia.

Mengde død ved ble ikke registrert, men Storaunet et al. (2005) beregnet at mengde død ved i skogen har blitt redusert med så mye som 90-98 % på landskapsskala i

Fennoskandia. Andelen av stående og liggende død ved er over ti ganger høyere i gammelskog sammenlignet med moden produksjonsskog (Siitonen et al. 2000). En naturlig skog vil inneholde døde trær i alle stadier av degradering, noe som skaper habitat for en rekke arter (Berntsen & Hågvar 1990). Nilsson et al (2002) fant at rundt ti prosent av alle stående trær i en gammelskog var døde, og andel død ved var direkte proporsjonal med skogens produktivitet. Tretåspett trenger minst 0,3-0,5 m²/ha med død ved over et område på 100 hektar (Bütler et al. 2004). Produksjonsskog produserer ikke nok død ved til å tilfredsstille behovene til boreale urskogsfugler i Oslo og Akershus.

Hvorfor er ikke reservater viktigere for boreale fugler i Oslo og Akershus?

Naturreservater hadde en høyere andel av hogstklasse fem enn de andre områdene som ble undersøkt. Allikevel var det tegn på tidligere hogst og kun 60 % av punkttakseringene ble gjort i moden eller gammel skog (H.kl. V). I Canada var det eksisterende reservatnettverket ikke bedre egnet til å fange opp sjeldne arter enn tilfeldig valgte områder med samme størrelse. Faktisk er tendensen i både Canada og USA at de områdene med høyest biodiversitet og flest utrydningstruede arter har en mindre andel vernet areal, fordi disse områdene også er mest verdifulle for jordbruksformål og lignende (Deguise & Kerr 2006; Scott et al. 2001). Verneområdene i disse landene er mye større enn i Norge, men det samme scenarioet er mulig her ettersom høyproduktiv, lavereliggende skog har høyest biodiversitet og flest truede arter (Kålås et al. 2006). Verneområdene derimot, er forskjøvet mot høyereliggende og mindre produktiv skog (Framstad et al. 2002). Det motsatte ble observert i Storbritannia, der artsrikdom av fugl på nasjonal skala økte svakt med økende areal av vernede områder (Jackson et al. 2009). Dette kan bety at reservater i Storbritannia er bedre egnet til å fange opp de verdifulle aspektene ved biodiversitet, eller at naturlige habitat stort sett er kunstig påvirket, slik at verneområdene inneholder en større andel av de gjenværende habitatene.

Skogreservater i Norge er som nevnt veldig små og kan ikke huse levedyktige bestander av fugler. Med dagens utbredelse av vernet skog, har de fleste fuglearter mesteparten av populasjonen i uvernet skog. De fuglene som faktisk lever innenfor et reservats grenser er sterkt påvirket av reservatets omkringliggende miljø, ettersom de fleste fugler er svært mobile og har store hjemmeområder (Janzen 1983; Rolstad 1991). Et

hvitryggspettpar trenger 1-4 km² med egnet habitat for å kunne hekke (Barskogsutvalget 1988). Svartspetter kan ha territorier på 8-30 km². Når man sammenligner disse tallene med det største reservatet i Oslo og Akershus, Østmarka på 17 km², som er dobbelt så stort som det nest største, er det klart at reservatene alene ikke kan huse hele populasjoner av en fugleart. Virkkala (1991) så på nordlige boreale fuglearter i et stort urørt skogsområde (> 1000 km²) og fant at disse ikke hadde samme populasjonsendringer som ble observert i resten av Finland. Tidligere studier i mindre gammelskogsfragmenter tydet på at de fuglene som levde der ble mer påvirket av endringer i landskap på regional skala, på grunn av stor mobilitet og store territoriekrav (Väisänen et al. 1986). For fugler med spesifikke krav om gammelskog er hovedproblemet med produksjonsskog den korte omløpstiden. Trærne blir hogd på et tidlig utviklingstrinn og gamle og døde trær er således fraværende. Hos bartrær i Norge varierer omløpstiden mellom 80 til 140 år, mens gran kan bli opptil 500 år og furu kan bli minst 700 år (Berntsen & Hågvær 1991). Som allerede nevnt, er det offisielle forslaget fra Framstad et al. (2002) å verne 4,5 % av produktiv barskog. Men, rapporten fastslår også at et vern på 10-30 % må påregnes for å sikre vern av arter som ikke klarer seg i hogstpåvirket skog. Hanski og Walsh (2004), foreslår å verne 10-20 % av all boreal skog, for å hindre ytterligere populasjonsnedgang. Dette tallet er basert på en rekke studier av boreale skoglevende fugler.

Hvordan kan skogforvaltningen forbedres? Veien videre

Det har blitt sagt at det er urealistisk å verne hele skogøkosystemer i Norge (Barskogutvalget 1988). Nasjonale retningslinjer går ut på å bygge opp et stabilt nettverk av reservater som skal verne de viktigste skogtypene og habitatene. Videre er det sagt at dette reservatnettverket aldri vil stå for mer enn en liten del av det totale skogarealet. En fornuftig forvaltning av de uvernede skogene blir vektlagt som essensielt for å sikre den boreale skogens ”miljøverdier” (St.meld.nr.25 (2002-2003)). Mesteparten av vernede områder i dag eies av staten, dermed er det mest vernet areal i høyereliggende områder og områder med lav økonomisk verdi. Det er et stort sprik mellom utbredelsen av verneområder og lavereliggende boreonemoral og sørboreal skog, som har høy økonomisk verdi og er i private hender (Framstad et al. 2002). Områder med høy produktivitet er verdifulle for skogbrukere, men også de skogene med høyest biodiversitet. Det er sterke økonomiske insentiver til stede for å begynne

hogst i områder som har blitt vurdert verneverdige og dermed risikerer å bli båndlagt med vern. Korsmo (1991) beskrev dette problemet allerede under de første stadiene av verneplan for barskog på 1980 og -90-tallet. Når et område ble offentliggjort som foreslått til vern, begynte grunneieren ofte hogst i området fordi de regnet erstatningene for å være for små. Som en konsekvens av dette har de siste gjenværene urskogene forsvunnet mellom fingrene våre, og det er ikke mye igjen som er verdt å verne. Skog som har blitt hogd tidligere er ikke nødvendigvis helt uegnet til vern, men det tar minst tre generasjoner med kontinuitet før en hogstpåvirket skog gjenskaper en naturlig dynamikk i aldersstruktur, og andel døde trær og løvtrær (Korsmo 1991).

Kartlegging av verneverdig barskog i Norge er basert på et sett med kriterier som vektlegger urskogspreget skog uten tegn til inngrep, skogens areal og til en viss grad planterikdom og forekomst av sjeldne arter (Framstad et al. 2002; Stokland 1997). Men er disse kriteriene gode nok til å verne alle aspekter av biodiversitet? På Vestlandet ble ikke maksimal artsrikdom av fugl fanget opp i de skogene der det var høyest plantediversitet (Sætersdal et al. 1993). I tillegg er dette en føre-var strategi der en ender opp med å verne skog i de områdene som er minst påvirket av menneskelig aktivitet. Det har blitt argumentert imot denne strategien, Spring et al. (2007), mente at begrensede vernebudsjetter burde rettes mot de mest truede habitatene, som finnes i sterkt utbygde områder (lavereliggende, høyproduktiv skog), siden disse områdene vil ha flere arter som kan dø ut. Stokland (1997) mente at selv det å kalle det "Verneplan for barskog" var misledende siden det tar fokus vekk fra de viktige boreale løvskogene, som er underrepresentert i vern i dag (Framstad et al. 2002).

I stedet for å bruke kriterier for vern som ikke fanger opp tetthet av fugler, kan noen arter av fugl selv være nyttige indikatorer på miljøendringer og endringer i biodiversitet. Fugler er arter med stor utbredelse og de er lette å oppdage, sammenlignet med for eksempel ville pattedyr. I Polen, fant Mikusinski et al. (2001) at hakkespetter var gode indikatorer på høy tetthet av fugl i skogsområder. Særlig forekomst av de to mest spesialiserte hakkespettene, tretåspett og hvitryggspett indikerte høy artsrikdom for andre skogspesialister. Forekomst av utvalgte indikatorarter, for eksempel hakkespetter, bør implementeres som et standard kriterium i inventeringer av skog til vern.

Det er lite trolig at reservater alene kan være nok til å verne alle arter i et bestemt miljø (Angelstam & Andersson 2001). Det har vært en voksende forståelse blant skogbrukere

og forbrukere at skogen har behov for mer bærekraftig forvaltning. Derfor har en hel rekke skogskjøtselstiltak blitt foreslått for å dempe den negative effekten av moderne skogbruk på biologisk mangfold i skogen. Levende Skog-standardene er et resultat av samarbeid mellom skogbruksnæringen og miljøorganisasjoner og har som mål å sikre et bærekraftig og miljøvennlig skogbruk. Det består av en rekke retningslinjer og er basis for miljøsertifisering av skog i Norge. Eksempel på retningslinjer er at biologisk viktige områder skal registreres og at minst fem prosent av produktiv skog skal skjermes for hogst. Det er også en rekke spesifikke krav, som å sette igjen minst fem til ti livsløpstrær per hektar hogstflate, fortrinnsvis i holt og i kantsoner (Levende skog 2006). Det er viktig å sette igjen trær langs bekker, elver og innsjøer og i holt på hogstflater for å redusere de negative effektene hogsten har på viltet (Follum 1993). Gjensetting av levende trær i holt på en hogstflate økte ikke mengden av standfugler i disse holtene, men reduserte negative kanteffekter i omkringliggende skog (Söderström 2009). Hvis man ikke setter igjen noen trær (flatehogst) kan dette skape endringer i mikroklima og kan påvirke tetthet og antall territorier av standfugl opp til 75 meter inn i omkringliggende skog (Söderström 2009). Å sette igjen døde trær eller å drepe trær på rot har blitt foreslått for å øke mengden død ved i produksjonsskog, men det er ikke gjennomførbart å få samme mengde død ved som i urskog (Ranius & Fahrig 2006). Hågvær et al. (2004) anbefalte å sette igjen skogstriper minst 30 meter brede langs elver, innsjøer og myrer for å maksimere fugletetthet. Men de artene som levde der, var stort sett generalistarter, og konklusjonen ble at slik fasilitert hogst bare måtte brukes i tillegg til vern av flere uberørte områder som er store nok til å huse boreale spesialister. Frivillig vern er nevnt i Stortingsmelding 25 (2003-2004), som et alternativ til konfliktfylte dragkamper mellom myndigheter og private som ikke vil verne sin skog. Dette kan være en del av løsningen for å få vernet store nok områder for boreale fuglearter. Dette fordi det som regel ikke er kvaliteten på skogen som er viktigst, men kontinuitet over store arealer. En forutsetning må dog være at disse frivillige verneområdene passer inn i et nettverk som er i stand til å opprettholde stabile bestander av fugl (Rolstad 1991).

Konklusjon

Resultatene fra denne oppgaven tyder på at barskogsreservater i dag spiller liten rolle i vern av boreale skogspesialister, mest fordi de bare utgjør 1,5 % av det totale skogarealet i Oslo og Akershus. Dette kan være fordi reservatene ikke inkluderer verdifulle elementer for fugler, fordi reservatene er for små, eller fordi populasjoner av skoglevende fugler er bestemt av faktorer som er uavhengig av reservatene. Med moderne skogbruk har vi skapt en flaskehals for de fleste boreale arter som er avhengig av gammelskog. Det kan være mulig å snu denne trenden og hindre at disse artene dør ut. Jeg foreslår at a) minst ti prosent av uberørt skog vernes i et effektivt reservatnettverk, med tilstrekkelig store areal til å verne arealkrevende arter som enkelte fuglearter b) plassering av reservater bør planlegges slik at økosystemfunksjoner blir bevart c) reservatnettverket må være tilpasset territoriørrelse og spredningsevner hos fugl d) uvernet skog må forvaltes i henhold til ny kunnskap om viktigheten av store og døde trær og løvtrær for overlevelse av fugl i skogshabitater.

Litteraturliste

- Allredge, M. W., Pollock, K. H., Simons, T. R., Collazo, J. A. & Shriner, S. A. (2007). Time-of-detection method for estimating abundance from point-count surveys. *Auk*, 124: 653-664.
- Angelstam, P. & Mikusinski, G. (1994). Woodpecker assemblages in natural and managed boreal and hemiboreal forest - a review. *Annales Zoologici Fennici*, 31: 157-172.
- Angelstam, P. & Andersson, L. (2001). Estimates of the needs for forest reserves in Sweden. *Scandinavian Journal of Forest Research*, 16: 38-51.
- Angelstam, P. K., Butler, R., Lazdinis, M., Mikusinski, G. & Roberge, J. M. (2003). Habitat thresholds for focal species at multiple scales and forest biodiversity conservation - dead wood as an example. *Annales Zoologici Fennici*, 40: 473-482.
- Barskogutvalget. (1988). Forslag til retningslinjer for barskogvern: økologisk grunnlag og vurdering av konsekvenser. *DN-rapport 3*. Trondheim: Direktoratet for naturforvaltning. 96 s.

- Berntsen, B. & Hågvar, S. (1991). *Norsk urskog: verdier, trusler, vern*. Oslo: Universitetsforlaget. 159 s.
- Berntsen, B. & Hågvar, S. (2008). *Norsk natur - farvel? En illustrert historie*. Oslo: Unipub. 276 s.
- Bibby, C. J., Burgess, N. D., Hill, D. A. & Mustoe, S. H. (2000). *Bird census techniques* 2. utg. London: Academic Press. 302 s.
- Borgos, G. (1994). Lavskrike *Perisoreus infaustus* I: Gjershaug, J. O., Thingstad, P. G., Eldøy, S. & Byrkjeland, S. (red.) *Norsk fugleatlas*, s. 440-441. Klæbu: Norsk Ornitologisk Forening.
- Bütler, R., Angelstam, P., Ekelund, P. & Schlaepfer, R. (2004). Dead wood threshold values for the three-toed woodpecker presence in boreal and sub-Alpine forest. *Biological Conservation*, 119: 305-318.
- Deguisse, I. E. & Kerr, J. T. (2006). Protected areas and prospects for endangered species conservation in Canada. *Conservation Biology*, 20: 48-55.
- Direktorat for naturforvaltning. (2009). *Naturbase*. Tilgjengelig fra: <http://dnweb12.dirnat.no/nbinnsyn/> (lest 3/3-2010).
- Dytham, C. (2003). *Choosing and using statistics: a biologist's guide*. 2. utg. Malden: Blackwell Science. 248 s.
- Esseen, P. A., Ehnström, B., Ericson, L. & Sjöberg, K. (1997). Boreal Forests. *Ecological Bulletins*, 46: 16-47.
- Fitje, A. & Strand, L. (1989). *Tremåling*. Oslo: Landbruksforlaget. 190 s.
- Follum, J. R. (1993). Hensyn til truede og sårbare arter i skogbehandlingen. *Prosjekt flersidig skogbruk i Buskerud 1991-1993*. Oslo: Det Norske Skogselskap. 10 s.
- Framstad, E., Økland, B., Vegar, B., Blom, H., Bendiksen, E. & Erik, B. T. (2002). Evaluering av skogvernet i Norge. *NINA Fagrapport 54*. 146 s.
- Gjerde, I., Saetersdal, M. & Nilsen, T. (2005). Abundance of two threatened woodpecker species in relation to the proportion of spruce plantations in native pine forests of western Norway. *Biodiversity and Conservation*, 14: 377-393.
- Haila, Y. & Järvinen, O. (1990). Northern conifer forests and their species assemblages. I: Keast, A. (red.) *Biogeography and ecology of forest bird communities*, s. 61-86. Den Haag: SPB Academic Publishing.
- Hanski, I. K. & Walsh, M. (2004). How much, how to? Practical tools for forest conservation. Helsinki, Finland: BirdLife European Forest Task Force. 44 s.

- Hansson, L. & Larsson, T. B. (1997). Conservation of Boreal Environments: A Completed Research Program and a New Paradigm. *Ecological Bulletins*, 46: 9-15.
- Helle, P. (1985). Effects of forest regeneration on the structure of bird communities in northern Finland. *Holarctic Ecology*, 8: 120-132.
- Helle, P. & Järvinen, O. (1986). Population trends of north finnish land birds in relation to their habitat selection and changes in forest structure. *Oikos*, 46: 107-115.
- Hjeljord, O. (2008). *Viltet: biologi og forvaltning*. Oslo: Tun forlag. 352 s.
- Hågvar, S., Hågvar, G. & Monness, E. (1990). Nest site selection in Norwegian woodpeckers. *Holarctic Ecology*, 13: 156-165.
- Hågvar, S. & Sonerud, G. A. (1994). Hakkespetter og sekundære hullrugere - sårbare spesialister i skogene våre. *INA - Fagnytt*, 8: 4.
- Hågvar, S., Nygaard, P. & Bækken, B. T. (2004). Retention of forest strips for bird-life adjacent to water and bogs in Norway: Effect of different widths and habitat variables. *Scandinavian Journal of Forest Research*, 19: 452-465.
- Jackson, S. F., Evans, K. L. & Gaston, K. J. (2009). Statutory protected areas and avian species richness in Britain. *Biodiversity and Conservation*, 18: 2143-2151.
- Janzen, D. H. (1983). No park is an island - increase in interference from outside as park size decreases. *Oikos*, 41: 402-410.
- Johnson, D. H. (2008). In Defense of indices: The case of bird surveys. *Journal of Wildlife Management*, 72: 857-868.
- Korsmo, H. (1991). Problems related to conservation of coniferous forest in Norway. *Environmental Conservation*, 18: 255-259.
- Korsmo, H. & Svalastog, D. (1993a). Inventering av verneverdig barskog i Akershus og Oslo. *NINA Oppdragsmelding 227*. 128 s.
- Korsmo, H. & Svalastog, D. (1993b). Inventering av verneverdig barskog i Østfold. *NINA Oppdragsmelding 217*. 100 s.
- Kålås, J. A., Viken, Å. & Bakken, T. (red.). (2006). *Norsk rødliste 2006 (2006 Norwegian Red List)*. Trondheim: Artsdatabanken. 416 s.
- Levende skog. (2006). Levende skog: standard for et bærekraftig norsk skogbruk. Tilgjengelig fra:
<http://www.levendeskog.no/sider/tekst.asp?side=303&submeny=Dokumenter&menuid=226> (lest 2/3-2010).

- Lie, M. H., Arup, U., Grytnes, J. A. & Ohlson, M. (2009). The importance of host tree age, size and growth rate as determinants of epiphytic lichen diversity in boreal spruce forests. *Biodiversity and Conservation*, 18: 3579-3596.
- Lindström, E. R., Andrén, H., Angelstam, P., Cederlund, G., Hörnfeldt, B., Jäderberg, L., Lemnell, P. A., Martinsson, B., Sköld, K. & Swenson, J. E. (1994). Disease reveals the predator: sarcoptic mange, red fox predation, and prey populations. *Ecology*, 75: 1042-1049.
- Margules, C. R. & Pressey, R. L. (2000). Systematic conservation planning. *Nature*, 405: 243-253.
- Martikainen, P., Siitonen, J., Punttila, P., Kaila, L. & Rauh, J. (2000). Species richness of Coleoptera in mature managed and old-growth boreal forests in southern Finland. *Biological Conservation*, 94: 199-209.
- Mikusinski, G., Gromadzki, M. & Chylarecki, P. (2001). Woodpeckers as indicators of forest bird diversity. *Conservation Biology*, 15: 208-217.
- Moen, A., Odland, A. & Lillethun, A. (red.). (1998). *Nasjonalatlas for Norge: Vegetasjon*. Hønefoss: Norges geografiske oppmåling. 199 s.
- Nascimbene, J., Marini, L., Motta, R. & Nimis, P. L. (2009). Influence of tree age, tree size and crown structure on lichen communities in mature Alpine spruce forests. *Biodiversity and Conservation*, 18: 1509-1522.
- Nilsson, S. G. (1979). Effect of forest management on the breeding bird community in southern Sweden *Biological Conservation*, 16: 135-143.
- Nilsson, S. G., Niklasson, M., Hedin, J., Aronsson, G., Gutowski, J. M., Linder, P., Ljungberg, H., Mikusinski, G. & Ranius, T. (2002). Densities of large living and dead trees in old-growth temperate and boreal forests. *Forest Ecology and Management*, 161: 189-204.
- Nystrand, M. (2006). Influence of age, kinship, and large-scale habitat quality on local foraging choices of Siberian jays. *Behavioral Ecology*, 17: 503-509.
- Pettersson, R. B., Ball, J. P., Renhorn, K. E., Esseen, P. A. & Sjöberg, K. (1995). Invertebrate communities in boreal forest canopies as influenced by forestry and lichens with implications for passerine birds. *Biological Conservation*, 74: 57-63.
- Ranius, T. & Fahrig, L. (2006). Targets for maintenance of dead wood for biodiversity conservation based on extinction thresholds. *Scandinavian Journal of Forest Research*, 21: 201-208.

- Roberge, J. M. & Angelstam, P. (2006). Indicator species among resident forest birds. A cross-regional evaluation in northern Europe. *Biological Conservation*, 130: 134-147.
- Roberge, J. M., Angelstam, P. & Villard, M. A. (2008). Specialised woodpeckers and naturalness in hemiboreal forests. Deriving quantitative targets for conservation planning. *Biological Conservation*, 141: 997-1012.
- Rolstad, J. (1991). Consequences of forest fragmentation for the dynamics of bird populations - conceptual issues and the evidence. *Biological Journal of the Linnean Society*, 42: 149-163.
- Rolstad, J. & Rolstad, E. (1999). Does tree age predict the occurrence and abundance of *Usnea longissima* in multi-aged submontane *Picea abies* stands? *Lichenologist*, 31: 613-625.
- Røsok, Ø. (2007). Kartlegging av naturverdier i Gaupsteinmarka. *Biofokus - rapport 4*. Oslo: Biofokus. 35 s.
- Schmiegelow, F. K. A., Machtans, C. S. & Hannon, S. J. (1997). Are boreal birds resilient to forest fragmentation? An experimental study of short-term community responses. *Ecology*, 78: 1914-1932.
- Scott, J. M., Davis, F. W., McGhie, R. G., Wright, R. G., Groves, C. & Estes, J. (2001). Nature reserves: Do they capture the full range of America's biological diversity? *Ecological Applications*, 11: 999-1007.
- Siitonen, J., Martikainen, P., Punttila, P. & Rauh, J. (2000). Coarse woody debris and stand characteristics in mature managed and old-growth boreal mesic forests in southern Finland. *Forest Ecology and Management*, 128: 211-225.
- Sjöberg, K., Pettersson, R. B., Ball, J. P. & Sundström, T. (2007). Seed crops of Norway spruce and winter habitat quality for boreal birds: old-growth compared with managed forests. *Annales Zoologici Fennici*, 44: 486-495.
- Spring, D. A., Cacho, O., Mac Nally, R. & Sabbadin, R. (2007). Pre-emptive conservation versus "fire-fighting": A decision theoretic approach. *Biological Conservation*, 136: 531-540.
- St.meld.nr.25 (2002-2003). *Regjeringens miljøvernpolitikk og rikets miljøtilstand*. Oslo: Miljøverndepartementet. 162 s.
- Statens Kartverk, 2002. Norge 1:50 000: topografisk hovedkartserie - M711. Hønefoss: Statens Kartverk.

- Stenberg, I. (1994). Hvittryggspett *Dendrocopos leucotos* I: Gjershaug, J. O., Thingstad, P. G., Eldøy, S. & Byrkjeland, S. (red.) *Norsk fugleatlas*, s. 306-307. Klæbu: Norsk Ornitologisk Forening.
- Stokland, J. N. (1994). Avian species diversity in relation to tree composition and productivity in mature boreal forest. Paper 1 in Biological diversity and conservation strategies in Scandinavian boreal forests Ph.d. thesis. University of Oslo, Oslo.
- Stokland, J. N. (1997). Representativeness and efficiency of bird and insect conservation in Norwegian boreal forest reserves. *Conservation Biology*, 11: 101-111.
- Storaunet, K. O., Rolstad, J., Gjerde, I. & Gundersen, V. S. (2005). Historical logging, productivity, and structural characteristics of boreal coniferous forests in Norway. *Silva Fennica*, 39: 429-442.
- Swenson, J. E. (1993). The importance of alder to hazel grouse in Fennoscandian boreal forest - evidence from 4 levels of scale. *Ecography*, 16: 37-46.
- Sætersdal, M., Line, J. M. & Birks, H. J. B. (1993). How to maximize biological diversity in nature-reserve selection. Vascular plants and breeding birds in deciduous woodlands, Western Norway. *Biological Conservation*, 66: 131-138.
- Söderström, B. (2009). Effects of different levels of green- and dead-tree retention on hemi-boreal forest bird communities in Sweden. *Forest Ecology and Management*, 257: 215-222.
- Tjernberg, M. (1983). *Breeding ecology of the golden eagle , Aquila chrysaetos in Sweden - Ph.d. thesis*: Swedish University of Agriculture, Department of Wildlife Ecology
- Tomter, S. M., Eriksen, R. & Aalde, H. (2002). Statistikk over skogforhold og -ressurser i Akershus og Oslo. Landsskogtakseringen 1995 – 99. Ås: NIJOS. 61 s.
- Tømmerås, B. Å., Wilmann, B., Ødegaard, F., Gjershaug, J. O., Breistein, J., Abildsnes, J., Prestø, T., Aakra, K. & Krogstad, S. (2000). Effekter av fragmentering på biodiversitet i barskog. *NINA Fagrapport*. 89 s.
- Virkkala, R. (1987). Effects of forest management on birds breeding in northern Finland. *Annales Zoologici Fennici*, 24: 281-294.

- Virkkala, R. (1991). Population trends of forest birds in a Finnish Lapland landscape of large habitat blocks. Consequences of stochastic environmental variation or regional habitat alteration. *Biological Conservation*, 56: 223-240.
- Virkkala, R., Rajasarkka, A., Väisänen, R. A., Vickholm, M. & Virolainen, E. (1994a). Conservation value of nature-reserves. Do hole-nesting birds prefer protected forests in southern Finland? *Annales Zoologici Fennici*, 31: 173-186.
- Virkkala, R., Rajasarkka, A., Väisänen, R. A., Vickholm, M. & Virolainen, E. (1994b). The significance of protected areas for the land birds of southern Finland. *Conservation Biology*, 8: 532-544.
- Väisänen, R. A., Järvinen, O. & Rauhala, P. (1986). How are extensive, human-caused habitat alterations expressed on the scale of local bird populations in boreal forests? *Ornis Scandinavica*, 17: 282-292.
- Wegge, P. & Rolstad, J. (1986). Size and spacing of Capercaillie leks in relation to social-behavior and habitat. *Behavioral Ecology and Sociobiology*, 19: 401-408.
- Wegge, P. & Kastdalen, L. (2007). Pattern and causes of natural mortality of capercaillie, *Tetrao urogallus*, chicks in a fragmented boreal forest. *Annales Zoologici Fennici*, 44: 141-151.

Tabell 1: Resultat fra punkttakseringer i naturreservat (NR), vurdert vernede områder (VV) og deres respektive kontrollområder (NR-K og VV-K). Den gjennomsnittlige observasjonsraten for hver art innenfor hver områdekategori er oppgitt. Kolonnene til høyre viser resultatene fra de statistiske testene på forskjeller i observasjonsrate. Tester ble kun kjørt for arter med et utvalg på mer enn fem observasjoner i minst én områdetype for Wilcoxon Signed-Rank. For Mann-Whitney U-test, ble tester kjørt hvis det minste utvalget var ≥ 2 og det største var ≥ 3 .

	Gjennomsnittlig observasjonsrate				Wilcoxon Signed-R.		U-test
	NR	NR-K	VV	VV-K	NR/K	VV/K	NR/VV
Orrfugl	0,000	0,000	0,036	0,005			
Storfugl	0,000	0,000	0,019	0,000			
Rugde	0,005	0,014	0,005	0,000			
Skogsnipe	0,005	0,011	0,009	0,016			
Ringdue	0,077	0,057	0,091	0,065	ns	ns	ns
Gjøk	0,000	0,000	0,008	0,000			
Vendehals	0,000	0,000	0,013	0,009			
Svartspett	0,005	0,031	0,000	0,013			
Flaggspett	0,036	0,057	0,008	0,029	ns	ns	ns
Tretåspett	0,014	0,000	0,020	0,000			
Trepplerke	0,190	0,175	0,361	0,195	ns	<0,005+	<0,05–
Gjerdesmett	0,128	0,081	0,098	0,062	ns	ns	ns
Jernspurv	0,152	0,171	0,096	0,163	ns	<0,05–	ns
Rødstrupe	0,301	0,363	0,390	0,441	<0,05–	ns	ns
Rødstjert	0,034	0,029	0,026	0,015		ns	ns
Buskskvett	0,000	0,013	0,040	0,000			
Svarttrost	0,122	0,163	0,101	0,133	ns	ns	ns
Gråtrost	0,060	0,029	0,053	0,025			ns
Måltrost	0,208	0,114	0,109	0,139	ns	ns	ns
Rødvingetrost	0,102	0,129	0,076	0,130	ns	ns	ns
Duetrost	0,000	0,016	0,025	0,012		ns	
Møller	0,000	0,000	0,009	0,022		ns	
Hagesanger	0,010	0,007	0,000	0,000			
Munk	0,082	0,081	0,056	0,091	ns	ns	ns
Løvsanger	0,564	0,871	0,741	0,888	<0,05–	ns	ns
Fuglekonge	0,075	0,060	0,086	0,104	<0,05+	ns	ns
Gråfluesnapper	0,004	0,008	0,021	0,028		ns	
Svarthvit fluesn.	0,033	0,006	0,009	0,019			ns
Granmeis	0,024	0,039	0,023	0,029		ns	ns

	Gjennomsnittlig observasjonsrate				Wilcoxon Signed-R.		U-test
	NR	NR-K	VV	VV-K	NR/K	VV/K	NR/VV
Toppmeis	0,013	0,021	0,023	0,015		ns	
Svartmeis	0,050	0,006	0,028	0,000			ns
Kjøttmeis	0,266	0,240	0,273	0,266	ns	ns	ns
Blåmeis	0,104	0,052	0,058	0,037	ns	ns	ns
Trekryper	0,046	0,013	0,030	0,019		ns	ns
Tornskate	0,000	0,000	0,004	0,000			
Nøtteskrike	0,000	0,007	0,004	0,000			
Kråke	0,000	0,026	0,019	0,008			
Ravn	0,011	0,000	0,010	0,000			
Bokfink	0,718	0,617	0,736	0,780	ns	ns	ns
Bjørkefink	0,000	0,000	0,000	0,000			
Grønnfink	0,000	0,077	0,064	0,038			
Grønnsisik	0,700	0,571	0,559	0,557	ns	ns	ns
Gråsisik	0,000	0,000	0,010	0,000			
Grankorsnebb	0,330	0,135	0,238	0,060	<0,05+	<0,005+	ns
Dompap	0,000	0,036	0,010	0,022			
Gulspurv	0,012	0,060	0,031	0,045	ns	ns	
					+ Mer innenfor lokalitet — Mer i kontrollområde		+ Mer i NR — Mer i VV

Tabell 2: Sammenligning av antall lokaliteter innen naturreservater (NR) og i uvernet barskog (UB) hvor en art har blitt observert. Status har to ulike kategorier, "alle" inkluderer alle observasjoner som har blitt gjort året rundt, og "b" er alle observasjoner som har blitt gjort i hekketiden. P-verdier er for kji-kvadrattester og Fisher-exact, der det har blitt brukt (*f*). Invalid (Bokfink) ble funnet i alle lokaliteter og kunne dermed ikke testes.

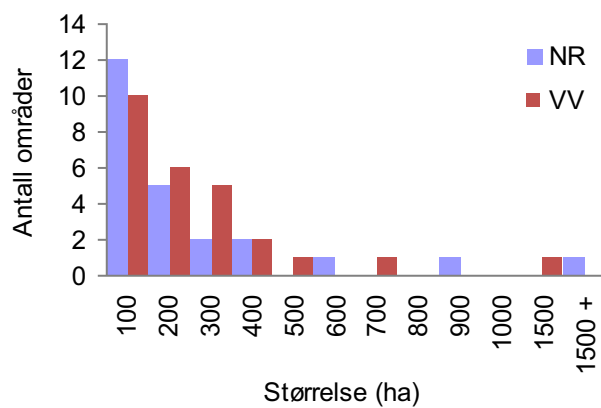
	Status	NR (n= 23)	UB (n = 165)	NR vs UB
Hønehauk	Alle	12	19	0,000
Spurvehauk	Alle	9	32	0,032
Musvåk	Alle	6	23	0,21 <i>f</i>
Fjellvåk	Alle	4	5	0,014 <i>f</i>
Jerpe	Alle	13	35	0,000
Orrfugl	H	10	51	0,23
Storfugl	H	7	20	0,019
Rugde	H	10	24	0,001
Skogdue	H	5	10	0,009
Ringdue	H	23	150	0,13
Gjøk	Alle	10	39	0,042
Spurveugle	Alle	9	20	0,001
Perleugle	Alle	9	15	0,000
Nattravn	Alle	3	5	0,06 <i>f</i>
Vendehals	H	3	12	0,34
Gråspett	Alle	4	7	0,012
Grønnspekk	H	6	30	0,37
Svartspett	H	9	46	0,27
Flaggspett	H	19	116	0,22
Tretåspett	H	11	14	0,000
Trepiplerke	H	21	147	0,75
Gjerdesmett	H	18	121	0,61
Jernspurv	H	21	133	0,21
Rødstrupe	H	23	164	1 <i>f</i>
Rødstjert	H	14	39	0,000
Buskskvett	H	0	21	0,07
Svarttrost	H	23	155	0,23
Gråtrost	H	14	95	0,76
Måltrost	H	22	157	0,92
Rødvingetrost	H	20	139	0,74
Duetrost	H	12	47	0,022
Møller	H	10	60	0,51
Hagesanger	H	12	59	0,13

	Status	NR (n= 23)	UB (n = 165)	NR vs UB
Munk	H	20	112	0,06
Bøksanger	H	9	18	0,000
Gransanger	H	6	6	0,000
Løvsanger	H	23	165	1 <i>f</i>
Fuglekonge	H	23	154	0,20
Gråfluesnapper	H	17	77	0,014
Svarthvit fluesnapper	H	13	44	0,004
Granmeis	H	19	110	0,12
Toppmeis	H	18	92	0,040
Svartmeis	H	22	105	0,002
Blåmeis	H	13	84	0,61
Kjøttmeis	H	23	156	0,25
Spettmeis	H	8	49	0,67
Trekryper	H	22	97	0,001
Tornskate	H	3	20	0,016
Nøtteskrike	H	13	64	0,11
Lavskrike	Alle	1	1	0,23 <i>f</i>
Nøttekråke	Alle	6	37	0,70
Kråke	Alle	16	79	0,050
Ravn	Alle	18	64	0,000
Bokfink	H	23	165	Invalid
Bjørkefink	H	4	7	0,012
Grønnfink	H	8	58	0,97
Grønnsisik	H	22	162	0,41 <i>f</i>
Gråsisik	Alle	15	67	0,026
Grankorsnebb	Alle	21	131	0,17
Furukorsnebb	Alle	4	24	0,72
Dompap	H	14	57	0,015
Gulspurv	H	6	45	0,91

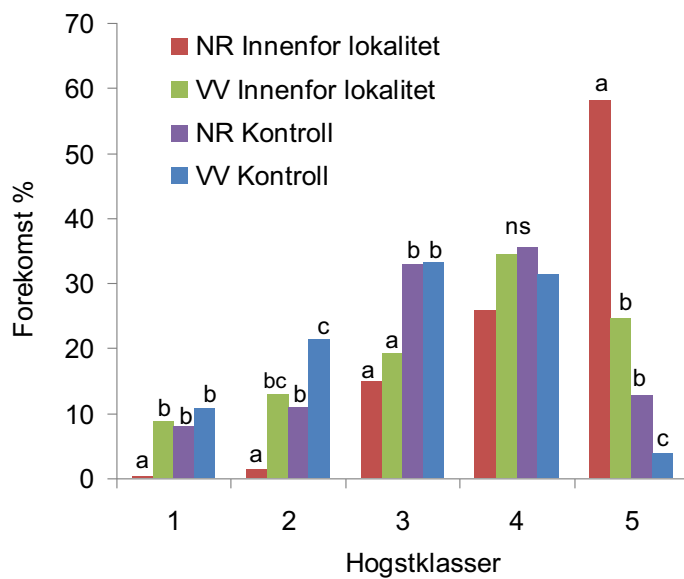
Tabell 3: Fordeling av noen utvalgte arter i naturreservater (NR) og vurdert vernede områder (VV) sammenlignet med: kategori 1 (n = 216) alle barskoger som er grundig besøkt i hekkesesongen, og kategori 2 (n = 429) som inkluderer alle barskogsområder med minst ett besøk året gjennom. Forventet prosent er andel av alle lokaliteter som er naturreservater og vurderte verneområder og den forventede fordeling av fuglearter om man går ut i fra en lik fordeling over alle typer barskog.

	Status	Kategori 1		Kategori 2	
		% i NR	% i VV	% i NR	% i VV
Forventet %		10,6	13,0	5,4	6,5
Hønehauk	Alle	31,6	18,4	22,2	13,0
Spurvehauk	Alle	20,0	8,9	13,6	6,1
Musvåk	Alle	18,2	12,1	11,5	7,7
Fjellvåk	Alle	33,3	25,0	30,8	23,1
Jerpe	H	8,8	20,6	7,0	16,3
Jerpe	Alle	22,8	15,8	15,1	10,5
Orrfugl	H	13,3	18,7	10,5	14,7
Storfugl	H	18,9	27,0	17,1	24,4
Rugde	H	24,4	17,1	18,9	13,2
Skogdue	H	29,4	11,8	26,3	10,5
Ringdue	H	11,6	13,1	8,4	9,5
Gjøk	H	14,0	24,0	11,5	19,7
Spurveugle	Alle	30,0	3,3	19,6	2,2
Perleugle	Alle	36,0	4,0	31,0	3,4
Nattravn	Alle	33,3	11,1	15,8	5,3
Vendehals	H	16,7	16,7	11,5	11,5
Gråspett	H	25,0	12,5	20,0	10,0
Tretåspett	H	32,4	26,5	28,9	23,7
Rødstjert	H	18,4	30,3	15,6	25,6
Måltrost	H	10,7	12,7	7,7	9,1
Duetrost	H	15,6	23,4	12,5	18,8
Munk	H	13,3	12,0	10,4	9,3
Bøksanger	H	28,1	15,6	23,7	13,2
Gransanger	H	46,2	7,7	35,3	5,9
Fuglekonge	H	11,3	12,8	8,3	9,4
Gråfluesnapper	H	15,6	13,8	12,9	11,4

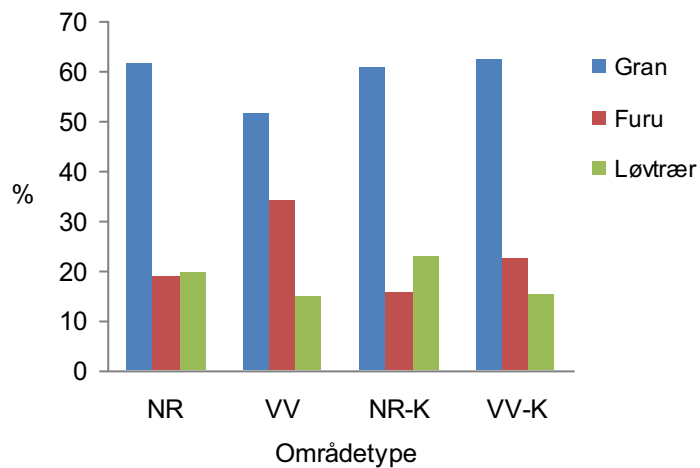
		Kategori 1		Kategori 2	
	Status	% i NR	% i VV	% i NR	% i VV
Forventet %		10,6	13,0	5,4	6,5
Svarthvit fluesn.	H	20,0	12,3	15,9	9,8
Granmeis	H	12,9	12,2	10,4	9,8
Toppmeis	H	14,0	14,7	11,5	12,1
Svartmeis	H	15,2	12,4	11,2	9,1
Trekryper	H	15,8	14,4	12,4	11,2
Nøtteskrike	H	14,3	15,4	11,6	12,5
Lavskrike	Alle	50,0	0,0	33,3	0,0
Nøttekråke	Alle	12,8	8,5	7,4	4,9
Bokfink	H	10,6	13,0	7,2	8,8
Bjørkefink	H	33,3	8,3	30,8	7,7
Grønnsisik	H	10,4	12,8	7,4	9,1
Gråsisik	Alle	15,5	15,5	9,6	9,6
Grankorsnebb	Alle	11,9	13,6	7,6	8,7
Furukorsnebb	Alle	12,9	9,7	9,8	7,3
Dompap	H	17,3	12,3	13,5	9,6



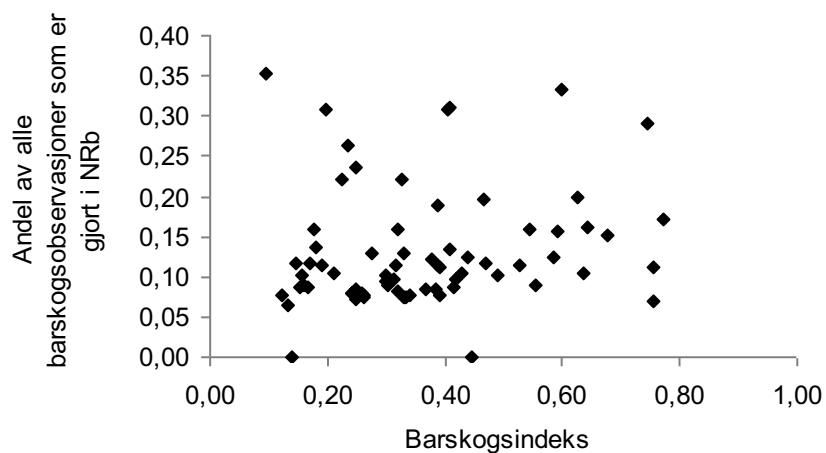
Figur 1: Størrelsesfordeling for naturreservater (NR) og vurdert verna områder (VV) i Oslo og Akershus.



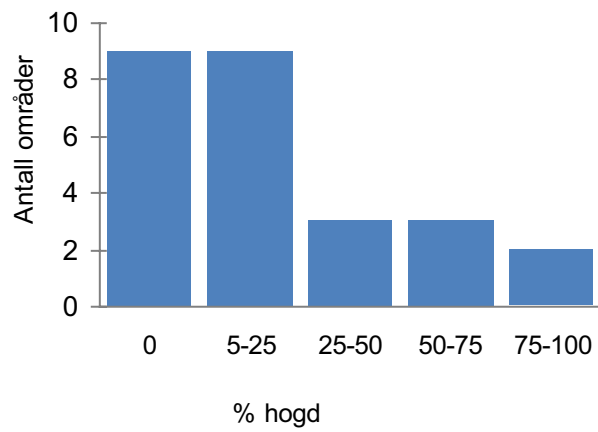
Figur 2: Fordeling av hogstklasser i naturreservater (NR), vurdert verna områder (VV) og deres kontrollområder (hhv. NR-K og VV-K). Resultatene er angitt som gjennomsnittlig prosentvis dekning i alle områder innenfor hver kategori. Forskjellige bokstaver indikerer signifikante forskjeller mellom kolonner i hver hogstklasse.



Figur 3: Tresammensetning i naturreservater (NR), vurdert verna områder (VV), og deres kontrollområder (hhv, NR-K og VV-K). Resultatene er angitt som gjennomsnittlig prosentvis dekning i alle områder innenfor hver kategori.



Figur 4: Korrelasjon mellom barskogsindeks (andel av alle observasjoner hos en art som var i barskog) og andel av alle observasjoner av en art i barskog som var gjort i et reservat.



Figur 5: Frekvenstabell over prosentvis andel av vurderte verneområder som har blitt hogd etter 1993.