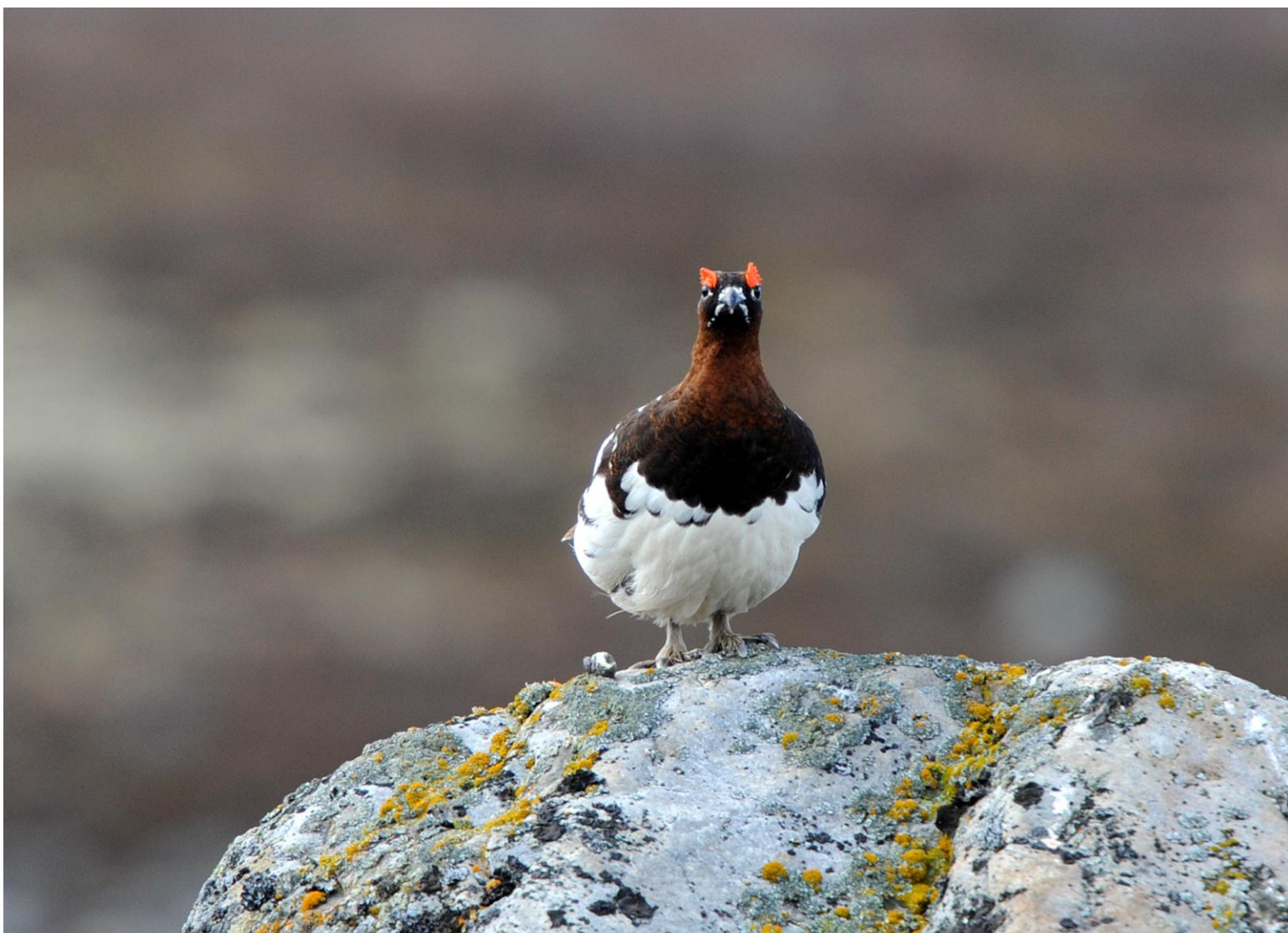


845

Habitatmodell for lirype i Finnmark

NINA Rapport

Åshild Ø. Pedersen, Jane U. Jepsen, Martin Biuw & Bernt Johansen



NINAs publikasjoner

NINA Rapport

Dette er en elektronisk serie fra 2005 som erstatter de tidligere seriene NINA Fagrapport, NINA Oppdragsmelding og NINA Project Report. Normalt er dette NINAs rapportering til oppdragsgiver etter gjennomført forsknings-, overvåkings- eller utredningsarbeid. I tillegg vil serien favne mye av instituttets øvrige rapportering, f.eks. fra seminarer og konferanser, resultater av eget forsknings- og utredningsarbeid og litteraturstudier. NINA Rapport kan også utgis på annet språk når det er hensiktsmessig.

NINA Temahefte

Som navnet angir behandler temaheftene spesielle emner. Heftene utarbeides etter behov og serien favner svært vidt; fra systematiske bestemmelsesnøkler til informasjon om viktige problemstillinger i samfunnet. NINA Temahefte gis vanligvis en populærvitenskapelig form med mer vekt på illustrasjoner enn NINA Rapport.

NINA Fakta

Faktaarkene har som mål å gjøre NINAs forskningsresultater raskt og enkelt tilgjengelig for et større publikum. De sendes til presse, ideelle organisasjoner, naturforvaltningen på ulike nivå, politikere og andre spesielt interesserte. Faktaarkene gir en kort framstilling av noen av våre viktigste forskningstema.

Annen publisering

I tillegg til rapporteringen i NINAs egne serier publiserer instituttets ansatte en stor del av sine vitenskapelige resultater i internasjonale journaler, populærfaglige bøker og tidsskrifter.

Habitatmodell for lirype i Finnmark

Åshild Ø. Pedersen

Jane U. Jepsen

Martin Biuw

Bernt Johansen

Pedersen, Å.Ø., Jepsen, J.U., Biuw, M. & Johansen, B. 2012.
Habitatmodell for liryte i Finnmark - NINA Rapport 845, 36 s.

Tromsø, april 2012

ISSN: 1504-3312

ISBN: 978-82-426-2440-

RETTIGHETSHAVER

© Norsk institutt for naturforskning

Publikasjonen kan siteres fritt med kildeangivelse

TILGJENGELIGHET

Åpen

PUBLISERINGSTYPE

Digitalt dokument (pdf)

REDAKSJON

Åshild Ø. Pedersen og Jane U. Jepsen

KVALITETSSIKRET AV

Audun Stien og Sidsel Grønvik, NINA

ANSVARLIG SIGNATUR

Forskningssjef Sidsel Grønvik (sign.)

OPPDRAGSGIVER(E)

Finnmarkseiendommen (FeFo)

Torget

N-9700 Lakselv

KONTAKTPERSON(ER) HOS OPPDRAGSGIVER

Einar Asbjørnsen

FORSIDEBILDE

Ole Reitan, NINA

NØKKEWORD

Finnmark, habitatmodell, linjetaksering, liryte, *Lagopus lagopus*,
Norge

KEY WORDS

Finnmark, habitat model, line transect, Willow ptarmigan, *Lagopus lagopus*, Norway

KONTAKTOPPLYSNINGER

NINA hovedkontor

Postboks 5685
Sluppen 7485 Trondheim
Telefon: 73 80 14 00
Telefaks: 73 80 14 01

NINA Oslo

Gaustadalléen 21 0349
Oslo
Telefon: 73 80 14 00
Telefaks: 22 60 04 24

NINA Tromsø

Framsenteret
9296 Tromsø
Telefon: 77 75 04 00
Telefaks: 77 75 04 01

NINA Lillehammer

Fakkeltgården
2624 Lillehammer
Telefon: 73 80 14 00
Telefaks: 61 22 22 15

Sammendrag

Pedersen, Å.Ø., Jepsen, J.U., Biuw, M. & Johansen, B. 2012. Habitatmodell for lirype i Finnmark – NINA Rapport 845, 36 s.

I 2010 tok Finnmarkseiendommen (FeFo) initiativ til å utvikle en regional prediktiv habitatmodell for lirype i Finnmark basert på takseringsdata fra 11 kommuner (2000–2011). Målet med prosjektet var å utvikle en habitatmodell som beskriver sammenhengen mellom forekomsten av voksen lirype og vegetasjon og terrenginformasjon fra digitale kart.

Vi utviklet i alt 10 kandidatmodellsett basert på et datasett bestående av oppflukter av voksen lirype og tilfeldig utlagte kontrollpunkter. Forklaringsvariablene relatert til vegetasjon og terreng ble utledet på 4 forskjellige romlige skalaer. Den beste habitatmodellen bestod av 6 statistisk signifikante variabler knyttet til habitattyper og terrengheterogenitet på stor romlig skala (425 m). Habitattypene *blåbærskog*, *fjellbjørkeskog*, *myr* og *åpne områder over tregrensen* påvirket habitatkvaliteten positivt, mens *snøleiesamfunn* og *terrengheterogenitet* påvirket habitatkvaliteten negativt. I alt 59% av arealet i FeFos 131 jaktfelter ble klassifisert som egnet habitat for lirype. Av dette ble rundt 17% klassifisert som godt habitat. Store områder med god habitatkvalitet finnes særlig i indre, sørlige kontinentale deler av Finnmark, på østsiden av Porsangerhalvøya og i sørlige deler av Varangerhalvøya. Disse gode habitatene er knyttet til fjellbjørkeskog og åpne arealer nær og over tregrensen. En intern evaluering med kryssvalidering av habitatmodellen viste at modellen har en god evne til å klassifisere henholdsvis oppflukter av lirype og kontrollpunkter korrekt (AUC=0.77, prediktiv nøyaktighet=0.7).

Habitatkartet bør anvendes som et supplement for å justere uttak av lirype og fordeling av jegere i tid og rom på jaktfeltsnivå. Vi anbefaler at det gjennomføres en feltvalidering der modellens prediksjoner evalueres opp mot uavhengige data. I tillegg anbefaler vi at habitatkartet danner grunnlag for en evaluering av det romlige designet av rypetakseringene med tanke på en mer hensiktsmessig fordeling av takseringslinjene, slik at det på sikt blir mulig å beregne tetthet av lirype i forhold til habitatkvalitet innenfor FeFos forvaltningsregioner.

Åshild Ø. Pedersen*
Jane U. Jepsen
Martin Biuw
Norsk institutt for naturforskning
Framsenteret
N-9296 Tromsø

aashild.pedersen@npolar.no
jane.jepsen@nina.no
martin.biuw@nina.no

Bernt Johansen
Norut Tromsø
Postboks 6434 Forskningsparken
N-9294 Tromsø

bernt.johansen@norut.no

* Nåværende adresse: Norsk Polarinstitutt, Framsenteret, N-9296 Tromsø

Abstract

Pedersen, Å.Ø., Jepsen, J.U., Biuw, M. & Johansen, B. 2012. Habitatmodell for liryge i Finnmark – NINA Report 845, 36 pp.

In 2010, the primary land owner in Finnmark County (Finnmarkseiendommen, FeFo) initiated a project to develop a regional predictive habitat model based on line transect data of willow ptarmigan (*Lagopus lagopus*) from 11 municipalities in Finnmark (2000-2011). The goal was to develop a habitat model for adult willow ptarmigans that describes the relationship between the occurrence of willow ptarmigan in autumn and habitat and terrain variables.

We developed 10 sets of candidate models based on a point data-set of presences of adult willow ptarmigan and stratified random pseudo-absences. The explanatory variables related to vegetation and terrain features were calculated on 4 different spatial scales. The best model consisted of 6 statistically significant variables that described habitat type and terrain heterogeneity on a large spatial scale (425 m). The habitat types *bilberry birch forest*, *mountain birch forest*, *bog* and *open areas above the tree line* influenced habitat quality positively, while *snow-bed vegetation* and *terrain heterogeneity* influenced habitat quality negatively. Of the total area managed by FeFo, 59% was classified as being suitable for willow ptarmigan. Of this about 17% was classified as good habitat. Large areas characterized by good habitat quality are found in the inner, continental part of Finnmark, on the east side of the Porsanger peninsula and in southern parts of the Varanger peninsula. These areas consist mainly of mountain birch forest and open habitats at or above the tree line. An internal evaluation of the habitat model, including a cross validation procedure, showed good predictive ability to correctly classify presence and absence (pseudo-absence) of ptarmigans (AUC=0.77, predictive accuracy=0.7).

The habitat map should be used as a supplement to adjust the number of harvested willow ptarmigans and the distribution of hunters in time and space on the scale of individual hunting management units (Norwegian 'jaktfelt'). We recommend that a field validation is performed in which model predictions are evaluated against independent data. We further recommend that the habitat model is used to evaluate the current spatial survey design for willow ptarmigans with the aim to arrive at a design that is spatially more representative and stratified according to habitat quality. Such a development will allow assessment of ptarmigan densities in relation to the habitat quality for the regions managed by FeFo.

Åshild Ø. Pedersen*
Jane U. Jepsen
Martin Biuw
Norwegian Institute for Nature Research
Fram Centre
N-9296 Tromsø

aashild.pedersen@npolar.no
jane.jepsen@nina.no
martin.biuw@nina.no

Bernt Johansen
Northern Research Institute Tromsø
Postboks 6434 Forskningsparken
N-9294 Tromsø

bernt.johansen@norut.no

* Present address: Norwegian Polar Institute, Fram Centre, N-9296 Tromsø

Innhold

Sammendrag	3
Abstract	4
Innhold	5
1 Innledning.....	7
1.1 Prediktive habitatmodeller	7
1.2 Lirype i Finnmark	7
1.2.1 Økologisk bakgrunn	7
1.2.2 Jakt og forvaltning av lirype i Finnmark	8
1.3 Mål med prosjektet	9
2 Metode	10
2.1 Studieområde	10
2.2 Lirypedata	11
2.2.1 Beskrivelse av datasettet.....	11
2.2.2 Kvalitetssikring av datasettet	13
2.3 Landskapsvariabler.....	14
2.3.1 Vegetasjonsdata	14
2.3.2 Terrengdata	15
2.4 Statistisk analyse	16
2.4.1 Tilnærming og metoder.....	16
2.4.2 Evaluering av habitatmodellens prediksjonsevne	17
2.4.3 Utvikling av kartprodukt	17
3 Resultat.....	18
3.1 Forklaringsvariabler i habitatmodellen.....	18
3.2 Evaluering av habitatmodellen	21
3.3 Jaktfelt og arealstatistikk	22
4 Diskusjon.....	23
4.1 Habitatmodellen og forklaringsvariablene	23
4.2 Habitatmodellen og ekstrapolering til hele Finnmark	23
4.3 Habitatmodellen og praktisk forvaltning av lirype.....	24
4.4 Anbefalinger til FeFo.....	25
Referanser	26
5 Appendiks	30

Forord

I 2010 tok Finnmarkseiendommen (FeFo) initiativ til å utvikle en regional habitatmodell for lirype i Finnmark. Habitatmodellen er basert på data fra liryptakseringene i 11 kommuner i Finnmark (2000–2011). Rapporten dokumenterer resultater og diskuterer anvendelsesområder for habitatmodellen i praktisk viltforvaltning.

NINA har sammen med Universitetet i Tromsø og Norsk Polarinstitutt utviklet metoder for å vurdere og kartlegge rypehabitat i arktiske og alpine regioner. Det finnes ingen samlet forskningsfinansiering til dette arbeidet og habitatmodellene utvikles derfor regionsvis i samarbeid med sentrale aktører. Dette arbeidet ble finansiert av og gjennomført på oppdrag av FeFo. Rapporten danner grunnlag for en vitenskapelig artikkel som skal publiseres internasjonalt og en populær artikkel for bruk i nasjonale medier.

Vi ønsker å takke Einar Asbjørnsen (FeFo) for godt faglig samarbeid, Håkon Solvang (Høgskolen i Hedmark, Avdeling for anvendt økologi og landbruksfag) for hjelp med kvalitetssikring av data og Rolf A. Ims, John-André Henden (Universitetet i Tromsø) og Audun Stien (NINA) for konstruktiv diskusjon av resultater.

1. mai 2012

Åshild Ø. Pedersen
Jane U. Jepsen (prosjektleder)
Martin Biuw
Bernt Johansen

1 Innledning

1.1 Prediktive habitatmodeller

Habitatmodellering er en internasjonalt etablert metode for å kartlegge leveområder til planter og dyr. Sluttproduktet av en habitatmodell, habitatkartet, gir informasjon om landskapets kvalitet for arten som studeres (Boyce & McDonald 1999; Austin 2002; Boyce 2006; Stokland m.fl. 2008; Long m.fl. 2009). Habitatmodeller er tidligere utviklet for mange fuglearter (f.eks. gulnebbblom, *Gavia adamsii* (Earnst m.fl. 2006); kortnebbgås, *Anser brachyrhynchus* (Jensen m.fl. 2008); jaktfalk, *Falco rusticolus* (Booms m.fl. 2010); jerpe, *Bonasa bonasia* (Muller m.fl. 2009); svalbardype, *Lagopus muta hyperborea* (Pedersen m.fl. 2007, Pedersen m.fl. in prep.); storpræriejerpe, *Tympanuchus cupido* (Gregory m.fl. 2011) og vandrefalk, *Falco peregrinus* (Wightman & Fuller 2005), men ikke for lirype, *Lagopus lagopus*. En statistisk habitatmodell beskriver sammenhengen mellom forekomst av en art (f.eks. tilstedeværelse eller tetthet) i landskapet og relevante landskapsdata knyttet til f.eks. vegetasjon, plantefenologi eller topografi. Etter en omfattende gjennomgang og validering blir den statistiske modellen som best fanger opp de observerte mønstre i fordeling av arten, ekstrapolert til et større område som er sammenliknbart med tanke på de relevante landskapsdata. På denne måten er det mulig, basert på lokal informasjon om forekomst av en art, å utvikle prediksjoner (forutsigelser) for utbredelse av arten for andre eller større regioner hvor det ikke finnes slike data. I utvikling av habitatmodeller vil man alltid måtte gjøre en avveining mellom lokal detaljeringsgrad og regional dekningsgrad. Svært detaljerte modeller som avspeiler en arts habitatvalg på liten skala vil ofte kunne utvikles for små områder eksempelvis basert på landskapsvariable målt i felt, men slike modeller vil sjelden kunne ekstrapoleres til større skala der man i realiteten er begrenset til å anvende forklaringsvariable som er tilgjengelige på storskala digitale kart (f. eks. vegetasjonskart og digitale høydemodeller). Når målet er å utvikle regionale modeller som avspeiler landskapets kvalitet for en art på stor skala, må dette som oftest skje på bekostning av lokal detaljeringsgrad. Resultatet av en habitatmodell er imidlertid et relativt objektivt utgangspunkt som kan anvendes til å forvalte områder med hensyn på f.eks. jakt (uttak, fordeling av jegere i terrenget, tilgjengelighet av habitat innenfor jaktterreng mm.), områdefredning, inngrep og forstyrrelser forbundet med menneskelig aktivitet og naturvern generellt (Stokland m.fl. 2008).

1.2 Lirype i Finnmark

1.2.1 Økologisk bakgrunn

Hønsefugl (*Tetraonidae*), spesielt rype (*Lagopus*), er blant de mest studerte fugleartene på verdensbasis (Storch 2007; Moss m.fl. 2010). Den store interessen for rype i forskning og forvaltning begrunnes ofte med at rypene er populære jaktbare arter og de har en fasinerende syklisk populasjonsdynamikk (Moss & Watson 2001). Lirypa (*Lagopus lagopus*) er en territoriell hønsefugl som inngår i mange typer næringsnett som byttedyr for både generalister og spesialister blandt rovdyr (Erikstad m.fl. 1982; Parker 1984; Munkebye m.fl. 2003). Blant generalistene er rødrev (*Vulpes vulpes*), kråkefugl (*Corvus corax* og *Corvus cornix*) (Erikstad m.fl. 1982; Myrberget 1985; Smedshaug m.fl. 1999) og kongeørn (*Aquila chrysaetos*) (Nyström m.fl. 2006). I år med lite smågnagere inngår både egg og kyllinger av rype i dietten til spesialister som røyskatt (*Mustela erminea*) og snømus (*Mustela nivalis*). Jaktfalk (*Falco rusticolus*) (Clum & Cade 1994; Booms & Fuller 2003) har spesialisert seg på rype som byttedyr. Myrberget (1982) viste at lirypa opptrer med 3-4 års bestandssvingninger som er korrelert med smågnagerbestandene, men i de senere år er endringer i denne syklusen dokumentert for lirype (Holmstad m.fl. 2005; Ims m.fl. 2008).

Lirypa har en sirkumpolar utbredelse. I Norge er den vidt utbredt i sub- og lavalpine områder og følger utbredelsen av fjellbjørkeskogen og vierregionen. I Finnmark opptrer lirype også i kystnære områder i lavlandet og på øyene (Pedersen 1994). Lirypas habitatbruk i Norge har hovedsakelig vært studert om sommeren fram til noen uker etter klekking (Andersen m.fl.

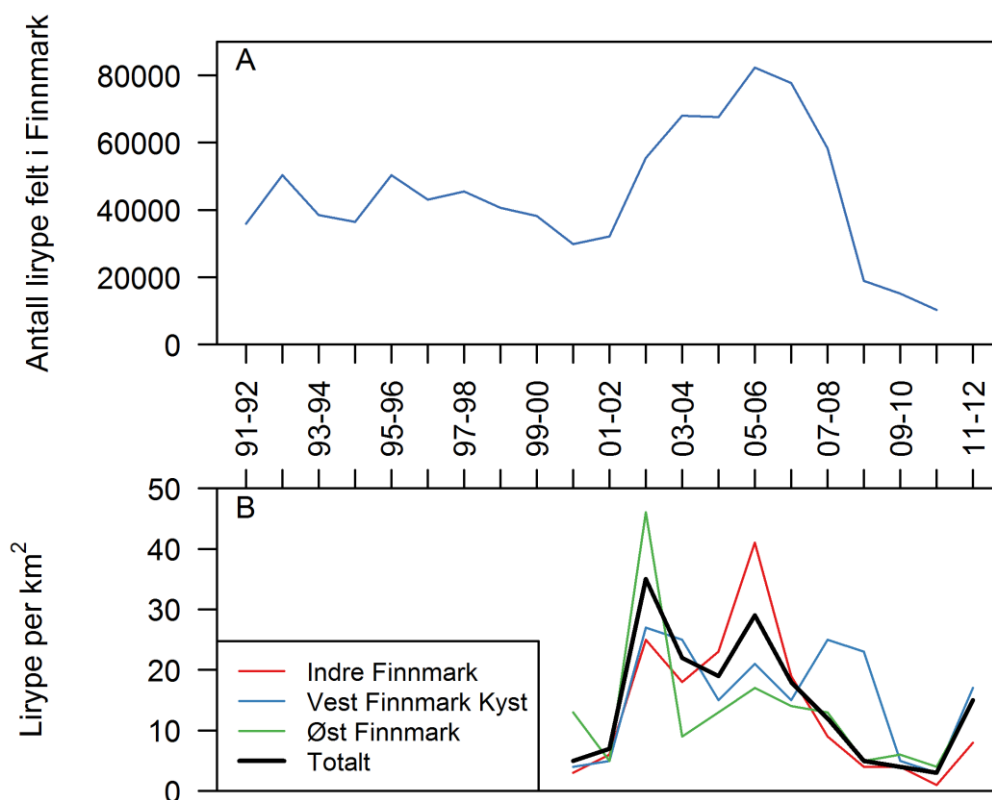
1984; Erikstad 1985), men Andersen (1986) beskrev lirypas habitatbruk og diett fram til kyllingene var omkring 70 dager. Reiret til lirype legges ofte i den subalpine fjellbjørkeskogen i mai/juni (Myrberget 1986). I eggleggings- og rugeperioden er skudd av blåbær *Vaccinium myrtillus* og blokkebær *Vaccinium uliginosum*, samt lettfordøyelige urter med høyt næringsinnhold viktig for høna. Etter klekking forflytter høne og kull seg til høyereliggende områder over tregrensen. Denne forflytningen følger den fenologiske utviklingen til beiteplantene slik at lirypa og kyllingene har tilgang på nylig utviklede, lettfordøyelige beiteplanter med høyt næringsinnhold. Rett etter klekking er insekter og blad, skudd og blomster fra blåbær viktigste føde (Erikstad & Spidso 1982; Andersen 1986). Insektdietten avtar raskt etter kyllingenes andre leveuke og harerug (*Bistorta vivipara*) ser ut til å ta over som den viktigste beiteplanten i tillegg til vier (*Salix spp.*) og lyngvekster (blåbær, blokkebær og krekling *Empetrum hermafroditum*) (Weeden 1969; Brittas 1988). I vinterhalvåret er dietten derimot utelukkende dominert av skudd og frø fra fjellbjørk *Betula pubescens* og ulike vierarter (Pulliainen & Iivanainen 1981; Hakkarainen m.fl. 2007).

Voksen lirype er relativt stasjonær og forflytter hekkeområdet lite fra det ene året til det neste (gjennomsnittlig distanse = 355 m). Det er ikke funnet forskjell mellom kjønnene i denne forflytningsdistanse. Ungfuglene spres over større avstander fra der de ble klekt til reiområdet påfølgende år (gjennomsnittlig distanse = 3978 m) (Pedersen m.fl. 2004; Brøseth m.fl. 2005).

1.2.2 Jakt og forvaltning av lirype i Finnmark

Li- og fjellrype er, og har historisk sett vært, de viktigste jaktbare småviltartene i Norge (Barth 1877; SSB 2012). De siste 20 årene har om lag 100 000 småviltjegere høstet 110 000 – 344 000 liryper i Norge. Tilsvarende tall for Finnmark fylke i samme periode viser at det årlige uttaket varierer mellom 10 000 – 82 000 liryper (Figur 1A). I Finnmark har den årlige høstingen av lirype økt fra årtusenskiftet fram til sesongen 2005/06 hvor uttaket i Finnmark utgjorde omkring 33 % (~82 000) av det totale uttaket i Norge (SSB 2012) (Figur 1A.). Historisk sett har høstingen av rype i Finnmark hatt stor betydning for selvbergingshusholdningene særlig gjennom snarefangst. I nyere tid representerer rypejakten en viktig kilde til rekreasjon og friluftsliv for mange lokale og tilreisende jegere (Aas m.fl. 2010).

FeFo forvalter 96 % av landarealet i Finnmark og har som grunneier ansvar for forvaltning av småviltet på eiendommen. For å drive en bærekraftig kunnskapsbasert forvaltning av en høstbar art er det avgjørende med god informasjon om bestandsstørrelsen før jaktstart. Som et ledd i forvaltningen av rype takseres lirypebestandene i august og tetthet av lirype estimeres innenfor kommuner og forvaltningsregioner slik at bestandsestimater er tilgjengelige rett før jaktstart 10. september. Siden midten av 2000-tallet har lirypebestandene i fylket vært i nedgang og lirypa opptrer mange steder i svært lave tettheter (Figur 1B) (Henden m.fl. 2011; SSB 2012). Fra jaktsesongen 2010/11 innførte FeFo ett nytt forvaltningssystem for rype der eiendommen ble delt inn i 131 jaktfelter. Den påfølgende jaktsesongen ble det innført begrensninger på antall jaktmanddager per km² (totalt tillatt akkumulert jakttrykk er 2 jaktmanddager/km²). Når akkumulert jakttrykk er oppnådd i et jaktfelt stenges det for tilreisende jegere og felling av rype tillates kun av jegere bosatt i Finnmark (Einar Asbjørnsen, pers. medd. mars 2012).



Figur 1. A. Uttak av lirype i Finnmark for jaktsesongene 1991/92 til 2010/2011. Dagskvoter ble innført i Kautokeino fra jaktsesongen 2007/08 og på hele Finnmarkseiendommen fra 2008/09 (SSB 2012). **B.** Estimert tetthet av lirype (antall fugl per km²) i Finnmark for årene 2000-2011 (her benevnt som jaktsesongene 2000/01 og 2011/12; data fra H. Solvang, Høgskolen i Hedmark 2011).

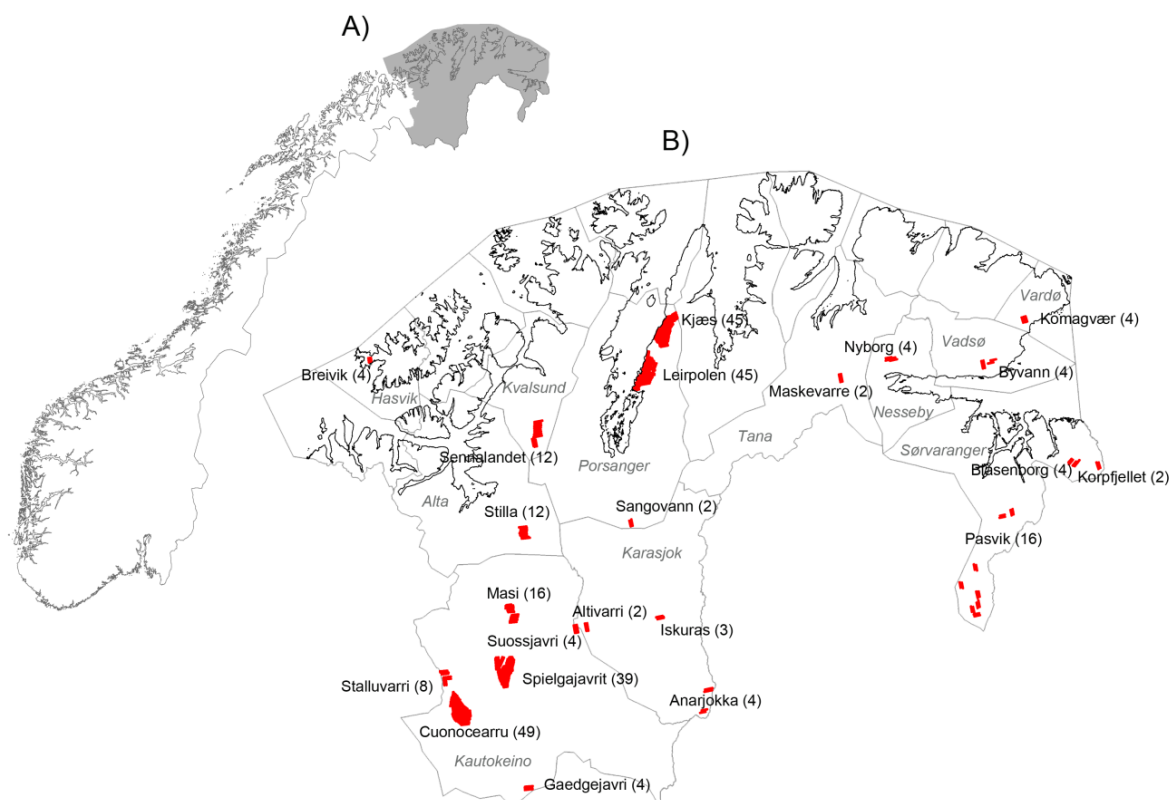
1.3 Mål med prosjektet

Målet med prosjektet er å utvikle en regional statistisk habitatmodell som beskriver habitatkvalitet for voksen lirype basert på informasjon om habitattyper og terrengets egenskaper. Lirypa er en stasjonær art og de voksne fuglene sprer seg over relativt korte distanser mellom år (Brøseth m.fl. 2005) og det er dermed mulig å modellere habitatkvalitet med basis i høsttakseringsdata. Med bakgrunn i liryppas økologi (se Andersen 1986) antok vi at liryppa er avhengig av vegetasjonstyper med tilbud av lettfordøyelige beiteplanter av høy kvalitet. Videre antok vi at habitattypene på lokal skala og terrengets utforming på landskapsskala påvirker liryppas valg av leveområder. Sluttresultatet fra habitatmodelleringen er et digitalt kart som viser relativ habitatkvalitet for lirype i Finnmark fylke. Rapporten presenterer resultater og diskuterer anvendelsesområder av habitatkartet i praktisk forvaltning av lirype i Finnmark.

2 Metode

2.1 Studieområde

Finnmark fylke er det største (48 616 km²) og nordligste (68–71°N, 21–31°Ø) fylket i Norge (Figur 2A). Fylket omfatter de nordligste sammenhengende barskogene, den flate Finnmarksvidda og topografisk varierte kystområder med mange øyer som grenser mot Barentshavet. Golfstrømmen gjør at klimaet varierer fra relativt mildt langs kysten til kjølig kontinentalt i sørlige og østlige deler av fylket. Middelterperaturen i juli varierer mellom 10–13°C, mens middelterperaturen i januar endres fra kyst til innland (-8°C, kyst vest; -12°C, kyst øst; -17°C innland sør). Årlig nedbør i fylket varierer mellom 300 and 500 mm (met.no; normal for perioden 1961-1990).



Figur 2. A. Finnmark fylke er det største og nordligste fylket i Norge. B. Finnmark fylke består av 19 kommuner hvorav det årlig takseres lirype i 11 kommuner (se Tabell 2). For habitatmodellen anvendte vi oppflukter av voksen lirype som ble registrert fra 285 takseringslinjer (røde linjer, antall linjer per område i parentes) over årene 2000-2011.

2.2 Lirypedata

2.2.1 Beskrivelse av datasettet

Lirypedata er hentet fra årlige hønsefugltakseringer som FeFo gjennomfører i 11 kommuner i Finnmark fylke (Tabell 1; Figur 2B). Årlig registreres hønsefugl fra opptil 285 takseringslinjer (røde linjer i Figur 2B) i tidsrommet 4.-21. august av lokale jeger- og fiskerforeninger og Vest-Finnmark fuglehundklubb. Hver enkelt observatør tildeles en linje som registreres med stående fuglehund i løpet av en dag i nevnte tidsperiode. Observatøren registrerer oppflukter av hønsefugl (fjellrype, lirype, jerpe, orrfugl og storfugl) fordelt på kjønn og alder (kylling og voksen fugl). Distansen fra takseringslinjen til oppfluktstedet måles hovedsakelig ved at observatøren går vinkelrett ut fra linjen til der oppflukten fant sted og noterer GPS-posisjonen og antall meter som er gått fra selve linjen (jfr. *Protokoll for august taksering av hønsefugl*, Finnmarkseiendommen 2011). Siden de fleste linjer er plassert i terrenget i nord-sør eller øst-vest retning på hele 100-m er det mulig å bruke GPS i stedet for avstandskikkert eller målband. Etter endt taksering leveres feltregistreringene på håndskrevne skjema til FeFo, som fram til 2009 var ansvarlig for overføring av felldata til digitalt format. De to siste årene har lokale foreninger selv hatt ansvar for overføring av data til databasen som Høgskolen i Hedmark, Avdeling for anvendt økologi og landbruksfag (heretter HiHm), har utviklet. HiHm har også ansvar for beregning av årlig tetthet av lirype i Finnmark fylke. I forbindelse med dette oppdraget mottok vi det samlede datasettet på Excel-format fra HiHm.

Tabell 1. Oversikt over det kvalitetssikrede datasettet (se 2.2.2) for voksen lirype fordelt på 22 takseringsområder i 11 kommuner i Finnmark (2000-2011). Innen hvert takseringsområde angis antall takseringslinjer, minimum og maksimum antall år en av takseringslinjene innen området er taksert, antall kilometer med takseringslinje uttrykt som summen av gjennomsnittlige lengder for hver takseringslinje (avrundet til hele km) og antall oppflukter av voksen lirype (oppflukt av flere voksenfugl samtidig telles som 1 oppflukt) over alle år i studieperioden.

Kommune	Område	Linjer	Antall år	Km linje	Oppflukter av voksen lirype
Alta	Stilla	12	[11-12]	42	189
Hasvik	Breivik	4	[3-8]	10	19
Karasjok	Aitevarri	2	3	8	1
	Anarjohka	4	[3-4]	13	0
	Iskuras	3	[8-11]	10	46
	Totalt Karasjok	-	-	31	47
Kautokeino	Cuonocearru	49	[2-4]	172	120
	Geadgejavri	4	4	12	18
	Masi	16	[2-10]	55	181
	Spielgajavrit	39	[2-4]	155	86
	Stalluværri	8	[1-5]	28	43
	Suossjavri	4	5	19	14
	Totalt Kautokeino	-	-	441	462
Kvalsund	Sennalandet	12	[6-12]	45	90
Nesseby	Nyborg	4	[10-12]	13	112
Porsanger	Kjæs	45	[2-4]	165	191
	Leirpollen	45	[1-4]	144	148
	Sangovann	2	8	6	37
	Totalt Porsanger	-	-	315	376
Sør-Varanger	Blåsenborg	4	[2-7]	12	5
	Korpfjellet	2	4	7	4
	Pasvik ¹⁾	16	[5-10]	48	41
	Totalt Sør-Varanger	-	-	67	50
Tana	Maskevarre	2	10	8	58
Vadsø	Byvann	4	[4-11]	15	53
Vardø	Komagvær	4	[11-12]	12	65
Totalt	-	285	-	999	1521

1) For Pasvik er gjennomsnittlig lengde basert på kun 4 år siden takseringslinjene var navngitt på forskjellig vis i det opprinnelige datasettet som ble anvendt for å oppsummere gjennomsnittlige antall kilometer linje taksert.

2.2.2 Kvalitetssikring av datasettet

For å utlede et datasett til habitatmodelleringen gjennomførte vi en omfattende kvalitetssikring av det eksisterende datasettet som vi mottok fra FeFo/HiHm (Tabell 1 og 2). Det første steget i dette arbeidet var å plote posisjonene for alle oppflukterne av lirype på et digitalt kart. Før plotting ble alle koordinatene konvertert til UTM sone 35 N og antall siffer i koordinatene sjekket (6 siffer for østlig posisjon; 7 siffer for nordlig posisjon). Kvalitetssikringen av datasettet førte til at en forholdsvis stor andel av datasettet måtte utelates fra analysen pga. manglende eller feilaktig stedfesting. I det følgende (se Tabell 2, Appendiks 1) oppsummerer vi hvilke typer av avvik som ble funnet.

Før kvalitetssikringen bestod det samlede datasettet fra de 11 kommunene av 2752 oppflukter (inkl. voksen fugl og kylling). I alt 437 oppflukter manglet stedfestet informasjon (en eller begge nord/øst koordinatene). Det stedfestede utgangsdatasettet var dermed på 2315 oppflukter. Av disse manglet 235 oppflukter informasjon om takseringslinjens geografiske beliggenhet (se Appendiks 1). Uten denne informasjon var det ikke mulig å vurdere oppfluktskoordinatenes korrekthet. Oppflukter av kyllinger uten følge av voksenfugl (335 oppflukter) ble forkastet siden det tidlig i prosessen ble bestemt å utvikle modellen basert på oppflukter av de mer stedfaste voksne fuglene. Kvalitetssikringen avslørte imidlertid også at mange stedfestede oppflukter var beheftet med feil i enten koordinat eller linjenummer. Det gav seg utslag i posisjoner som ikke befant seg i nærheten av den linje de var tilskrevet i datasettet eller posisjoner som befant seg helt utenfor det takserte området. Oppflukter som befant seg innen en 200 m buffer rundt en gitt linje, men var merket med linjenummeret til nabolinja, ble antatt å tilhøre den gitte linje. Grensen på 200 m ble valgt siden denne avstanden oftest er brukt som trunkeringspunkt for oppdagbarhetskurven som ligger til grunn for tetthetsberegning av lirype med avstandsmetoden *Distance Sampling* (H. Solvang, pers. medd. mars 2012). Etter dette var gjort gjensto i alt 521 oppflukter beheftet med feil i enten linjenummer eller koordinat. En del av disse var opplagte tastefeil og ble rettet opp. De resterende ble kontrollert manuelt opp mot de håndskrevne feltskjemaer (2000-2006, av Håkon Solvang ved HiHm). Der det var avvik mellom informasjon i det digitale datasettet og feltskjemaer konkluderte vi med at der var tale om tastefeil gjort da feltdata ble digitalisert, og rettet feilen i det digitale datasettet. I alt ble om lag 300 oppflukter rettet opp. For 224 oppflukter var det samsvar mellom det digitale datasettet og feltskjemaer, noe som tilsier at enten linjenummer eller koordinat var blitt notert feil i felt. Disse observasjonene måtte forkastet da det ikke var mulig å avgjøre om feilen var i koordinat eller i linjenummer. En god del oppflukter var også dobbeltregistrert i det digitale datasettet dvs. samme oppflukt var lagt inn to ganger eller at høne og stegg observert på samme sted ble lagt inn som to separate observasjoner. Dette ble justert for underveis i arbeidet slik at det endelige datasettet for habitatmodellering ikke inneholdt dobbeltregistreringer. Det endelige datasettet som ble brukt i utviklingen av habitatmodellen inneholdt 1521 oppflukter av voksen lirype.

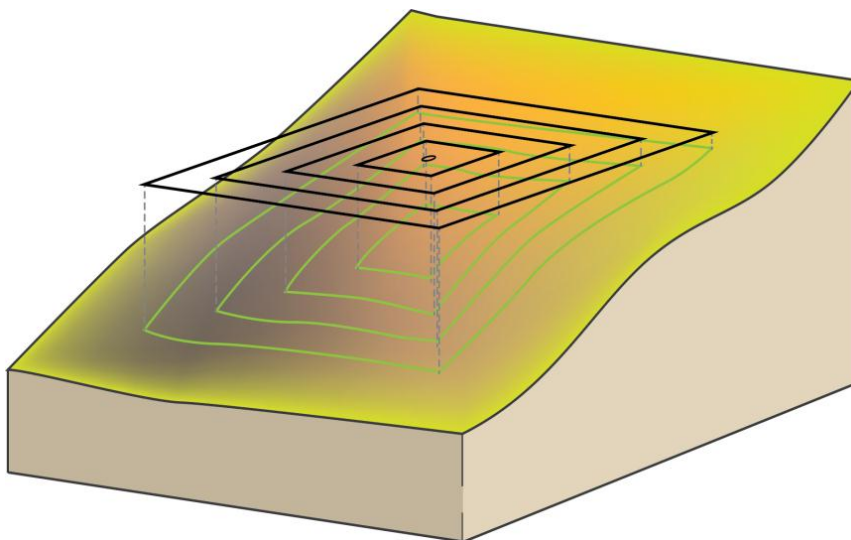
Tabell 2. Oversikt over viktige ledd i kvalitetssikringen av datasettet fra FeFo som førte fram til det endelige datasettet for habitatmodelleringen av lirype i Finnmark.

Forklaring til kvalitetssikringen	Antall oppflukter i datasettet	% av datasettet forkastet
Koordinatfestet utgangsdatasett fra 11 kommuner i Finnmark	2315	-
Fjernet oppflukter som ikke tilhørte noen oppgitt takseringslinje ¹⁾	235	10.2
Fjernet oppflukter med feil i koordinat eller linjenummer	224	9.7
Fjernet oppflukter av kylling (uten voksen fugl)	335	14.5
Datasett for habitatmodellering	1521	34.3

1) Se Appendiks 1 for fullstendig oversikt.

2.3 Landskapsvariabler

Alle landskapsvariabler som ble anvendt i habitatmodelleringen ble beregnet fra digitale kart i et geografisk informasjonssystem (GIS). Til dette arbeidet anvendte vi programmet ArcMap 9.3 med 'Spatial Analyst' (ESRI 2009). Det er ofte uklart hvilken romlig skala som er mest relevant å anvende når man utleder landskapsvariable i forbindelse med habitatmodellering. En vanlig inngang til dette er å utlede alle landskapsvariable med ulik grad av romlig oppløsning innenfor det som kan betraktes potensielt relevant med tanke på artens biologi (f.eks. territoriestedstørrelse og spredningsavstand). Vi valgte å utlede alle landskapsvariabler på 4 ulike romlige skalaer (125 m til 425 m, se figur 3) noe som representerer et intervall fra godt under territoriestedstørrelse til godt over territoriestedstørrelse for lirype (Pedersen m.fl. 1983; Pedersen 1984). Den største skalaen (425 m) overstiger den gjennomsnittlige forflytningsdistansen for voksen lirype på høsten rapportert i Brøseth m.fl. (2005).



Figur 3. Prinsippskisse for beregning av forklaringsvariabler relatert til habitat og terreng på 4 romlige skalaer (125-425 m; her illustrert som svarte kvadrater). Kvadratene er sentrert på oppfluktpunktet. Illustrasjon: Audun Igesund, Norsk Polarinstitutt.

2.3.1 Vegetasjonsdata

Informasjon om vegetasjonstyper i Finnmark ble hentet fra et digitalt vegetasjonskart for Norge basert på LANDSAT data (scener fra 1988-2006) med en romlig oppløsning på 30x30 m (Johansen 2009). Vegetasjonskartet ble re-samlet til en oppløsning på 25x25 m for å stemme overens med oppløsningen i den digitale terrengmodellen (se 2.3.2). Vegetasjonskartet består av 25 vegetasjonsklasser som ble slått sammen og re-klassifisert til 9 habitatklasser med utgangspunkt i liryas habitatkrav (Tabell 3), samt 1 klasse med ikke-habitat dvs. byer, tettsteder, innsjøer, impediment og isbre. For hver romlig skala (Figur 3) og habitattype beregnet vi andelen av habitattypen innenfor kvadratet.

Tabell 3. Oversikt over habitattyper basert på re-klassifisering av 25 vegetasjonstyper fra et satellittbasert vegetasjonskart for Norge (Johansen 2009). Opprinnelige vegetasjonstyper er angitt i 2. kolonne i tabellen. Habitattyper som ble anvendt som forklaringsvariabler i habitatmodellen for voksen lirype i Finnmark er uthevet.

Habitattype	Opprinnelig vegetasjons-klasse	Habitatnavn	% av potensielt habitat ¹⁾
1	1, 2, 3, 4, 5	Barskog, barblandingsskoger og tette løvskoger	6.0
2	6	Middels tett løvskog, mest blåbærskoger (navngitt <i>blåbærskog</i>)	10.1
3	7,8	Åpen bjørkeskog og fjellbjørkeskog (lyng og lavholdig) (navngitt <i>fjellbjørkeskog</i>)	9.8
4 ²⁾	9	Tuemyr og lågvokst mattemyr	4.9
5 ²⁾	10, 11	Starrmyr, blautmyr og sump	4.8
6	12, 13	Eksponte rabber, blokkmark og berg i dagen	11.7
7 ³⁾	14, 15	Lyng- og lavrabber	18.6
8 ³⁾	16, 17, 18	Lyng, rishei og fjellenger	20.6
9	19, 20	Snøleiesamfunn	13.5
10 ⁴⁾	21-25	Ikke habitat	-

1) Prosent (%) av potensielt habitat = areal av den aktuelle habitattypen/ sum av areal av habitatypene 1-9.

2) Type 4 og 5 ble også vurdert som en samlet klasse betegnet 'myr'.

3) Type 7 og 8 ble også vurdert som en samlet klasse betegnet 'åpne områder over tregrensen'.

4) Inneholder bl.a. by, tettsted, innsjø, elv, impediment og isbre.

2.3.2 Terrengdata

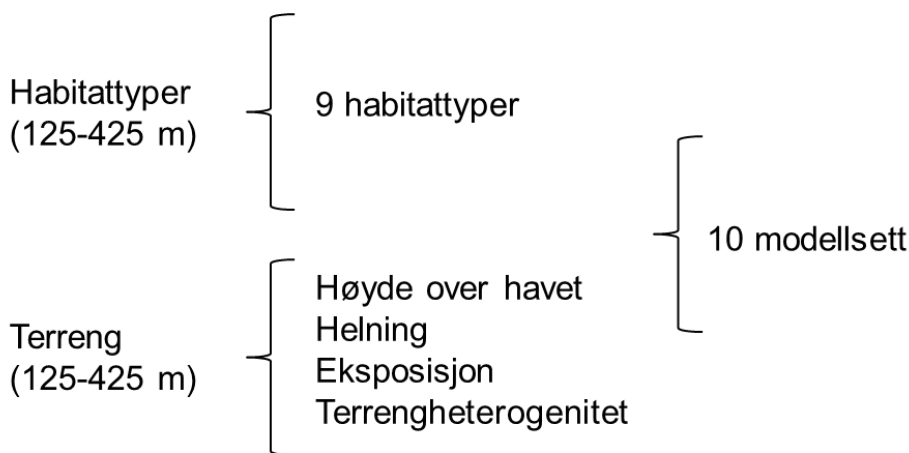
En digital terrengmodell (DTM) er en 3-dimensjonal beskrivelse av terrengets overflate. En DTM gir bl.a. informasjon om høyde over havet og terrengets helning, eksposisjon (himmelretning) og topografisk variasjon. Vi anvendte en nasjonal DTM for Norge med romlig oppløsning på 25x25 m (Statens Kartverk). Forklaringsvariabler relatert til terreng ble valgt med basis i erfaringer fra habitatmodeller utviklet for svalbardtype (*Lagopus muta hyperborea*) (Pedersen m.fl. 2007, Pedersen m.fl. in prep.). For hver romlig skala (Figur 3) beregnet vi følgende terrengvariable: i) høyde over havet, ii) helning, iii) eksposisjon og iv) terrengheterogenitet. Høyde over havet og helning ble uttrykt som et gjennomsnitt over hele kvadratet. Eksposisjon eller himmelretning er en sirkulær variabel (0-360°) og måtte derfor konverteres før et gjennomsnitt kunne beregnes. Det ble gjort ved først å omregne eksposisjonen til radianer og deretter beregne to variabler som uttrykker hhv graden av 'nordvendt'=cos(eksposisjon) og 'østvendt'=sin(eksposisjon). Et såkalt sirkulært gjennomsnitt (Batschelet 1981) for en gitt romlig skala kunne deretter beregnes som $\text{atan2}(\text{sum}[\text{nordvendt}], \text{sum}[\text{østvendt}])$. Terrengheterogenitet for hver romlig skala ble beregnet i form av et 'Vector ruggedness measure' (VRM) (Sappington m.fl. 2007), som antar høye verdier i romlig heterogent terreng (kupert og skrånende) og lavere verdier i homogent flatt terreng.

2.4 Statistisk analyse

2.4.1 Tilnærming og metoder

En utfordring i utvikling av habitatmodeller er at man som oftest har et sett med posisjoner der arten er sett (såkalte 'presences'), men mangler et sett med posisjoner hvor arten ikke er sett ('absences'). Dette er også gjeldende for takseringsdatasettet for lirype i Finnmark. I en slik situasjon er det vanlig å generere tilfeldige 'pseudo-absences' (benevnes heretter 'kontrollpunkt'). Det er punkter som representerer tilgjengelig habitat innenfor det undersøkte området, men hvor vi ikke vet om arten finnes (Johnson m.fl. 2006; Lobo & Tognelli 2011; Stokland m.fl. 2011). I ArcGIS genererte vi tilfeldige kontrollpunkter innenfor sirkulære buffere med 10 km radius rundt hvert av de 22 takseringsområdene og innenfor et tilsvarende antall ($n=21$) sirkulære buffere tilfeldig utlagt i det resterende arealet i Finnmark. Avstanden på 10 km ble valgt fordi preliminære analyser viste at datasettet inneholdt en romlig autokorrelasjon opp til rundt 10 km. Kontrollpunkter utlagt innenfor denne avstanden ville tillate at et forsøk ble gjort på å korrigere for denne romlige autokorrelasjonen i den statistiske modellen. I alt 1881 tilfeldige kontrollpunkter ble lagt ut i potensielt lirypehabitat (Tabell 3, habitattype 1-9).

Vi etablerte 10 ulike kandidatmodellsett hvor vi kombinerte habitat- og terrengvariablene for de ulike romlige skalaene (125-425 m) (Figur 4). Samme variabel på ulik romlig skala ble betraktet som alternativer og aldri brukt i samme modell. Habitatvariabler på en gitt skala ble kombinert med terrengvariabler på samme eller større romlig skala. Enkelte habitattyper ble også forsøkt sammenslått til større klasser. Dette gjaldt habitattype 4 og 5 som ble sammenslått til en felles type betegnet 'myr', og habitattype 7 og 8 som ble sammenslått til en felles type betegnet 'åpne områder over tregrensen' (Tabell 3). Av landskapsvariable som var parvist sterkt korrelert ble bare den variabel brukt som hadde best forklaringsverdi. Det var eksempelvis tilfellet med de 2 terrengvariablene 'helning' og 'terrengheterogenitet'.



Figur 4. Skjematisk oversikt over forklaringsvariabler, relatert til habitattype og terreng, som ble vurdert i de 10 modellsettene for lirype i Finnmark.

Vi anvendte generaliserte lineære modeller (GLM) og statistikkprogrammet R (R Development Core Team 2011) for å utvikle den statistiske habitatmodellen som beskriver relativ habitatkvalitet for lirype i Finnmark. Det statistiske analysearbeidet fulgte de samme hovedprinsippene som ble utviklet under arbeidet med en tilsvarende prediktiv regional habitatmodell for svalbardrype (Pedersen m.fl. 2007, Pedersen m.fl. in prep.) I analysene anvendte vi logistisk regresjon som er en velegnet statistisk metode for å analysere responser

som har to mulige utfall, såkalte binære responser (Crawley 2005). I dette tilfellet enten observert oppflukt av voksen lirype (gis verdien 1) eller kontrollpunkt (gis verdien 0).

Den estimerte sannsynligheten for oppflukt av voksen lirype er gitt ved:

$$p(\text{oppflukt}) = \frac{e^{\beta_1 X_1 + \beta_2 X_2 + \dots + \beta_n X_n}}{1 + e^{\beta_1 X_1 + \beta_2 X_2 + \dots + \beta_n X_n}} + \varepsilon \quad (1)$$

I likningen representerer X forklaringsvariablene (dvs. habitat- og terrengvariablene), alle β representerer parameterestimer som beskriver effekten av de forklarende variablene for den relative habitatkvaliteten og ε er variasjon som ikke kan forklares av modellen. En slik modell er additiv fordi beregnet habitatkvalitet er lik en tallverdi for β_1 for variabel X_1 (f.eks. habitattypen 'myr') pluss en tallverdi for β_2 for variabel X_2 (f.eks. terrengheterogenitet) osv. Det antas at områder med høy sannsynlighet for oppflukt av lirype representerer bedre habitat for arten enn områder med lav sannsynlighet for oppflukt. Modellen beskriver et områdes *relative habitatkvalitet for voksen lirype*.

De enkelte modeller ble undersøkt for tilstedeværelse av overdispersjon (Venables & Ripley 2002). I statistiske analyser hvor mange ulike modellsett testes er det nødvendig å etablere objektive kriterier for å plukke ut de forklaringsvariablene som best beskriver datasettet. Den vanligste metoden er et enkelt kriterium, Akaikes informasjonskriterium (AIC; jo lavere verdi for AIC jo bedre passer modellen), som hjelper til å plukke ut modellen som forklarer mest av variasjonen i datasettet (Burnham & Anderson 2004).

2.4.2 Evaluering av habitatmodellens prediksjonsevne

For å evaluere den prediktive evnen til den valgte habitatmodellen, dvs. hvor godt denne modellen og dens forklaringsvariabler predikerte sannsynlighet for oppflukt av lirype, fulgte vi standard metoder beskrevet i R-biblioteket 'PresenceAbsence' (Freeman 2007). Vi beregnet en verdi for det såkalte 'Area Under the Receiver Operating Characteristic Curve (AUC)' som beskriver modellens evne til å skille mellom punkter med oppflukt av lirype og kontrollpunkter i datasettet som ble brukt til å utvikle habitatmodellen. AUC verdien tilsvarer sannsynligheten for at et tilfeldig valgt punkt med oppflukt av lirype vil ha en predikert sannsynlighet høyere enn et tilfeldig valgt punkt med fravær av lirype. Verdiene på AUC går fra 0.5 (ingen evne til å forutsi rett dvs. helt tilfeldig) til 1 (forutsier rett for alle observasjoner). En AUC verdi >0.8 angir at modellen har god til fremragende evne til å forutsi forekomsten av en art.

I en slik evaluering er det best om habitatmodellen testes på et uavhengig datasett som ikke har vært anvendt til å utvikle selve modellen. Siden det ikke fantes andre tilsvarende datasett for lirype i Finnmark innenfor studieperioden, valgte vi å anvende kryssvalidering som implementert i R-biblioteket 'DAAG' (Maindonald & Braun 2012). Metoden går i korthet ut på at vi delte lrypedatasettet inn i 2 deler. Et såkalt 'treningsdatasett' som inneholdt 90% av datasettet (tilfeldig utvalgt), og et 'testdatasett' som inneholdt de gjenværende 10% av datasettet. Modellen beregnes på nytt basert på treningsdatasettet og brukes til å predikere testdatasettet. Denne prosedyren gjentas en rekke ganger (her 25 ganger) og hver gang med en ny tilfeldig inndeling av trenings- og testdatasett. Resultatet presenteres som gjennomsnitt av de 25 gjennomkjøringene.

2.4.3 Utvikling av kartprodukt

Det digitale prediktive kartet som beskriver relativ habitatkvalitet for lirype i Finnmark ble utviklet fra habitatmodellen som beskrev lrypedataene best. Første steg i denne prosessen var å eksportere rasterkart for hver forklaringsvariabel som inngikk i den valgte habitatmodellen fra ArcMap til statistikkprogrammet R. Deretter ble den relative habitatkvaliteten for lirype beregnet for hver piksel i kartet ved å innsette verdiene for hver forklaringsvariabel i formelen (1).

Produktet er et prediktivt kart med tilhørende estimert usikkerhet (standard feil) som kan betraktes som en geografisk visualisering av den beste habitatmodellen. Verdiene i dette habitatkartet ble gruppert i 4 habitatkvalitetsklasser (uegnet = 0-0.15; dårlig = 0.15-0.40; middels = 0.40-0.65; god = >0.65). I det endelige habitatkartet ble områder dekt av bre (inkludert en buffersone på 500 m rundt bre) og alle innsjøer med et areal >1250 m² (tilsvarende 2 pixler i et 25x25 m kart) klipt bort. Til dette anvendte vi Statens Kartverk N50 kartdata. Kartet ble til slutt klipt til det samlede arealet av de 131 jaktfeltene i Finnmark.

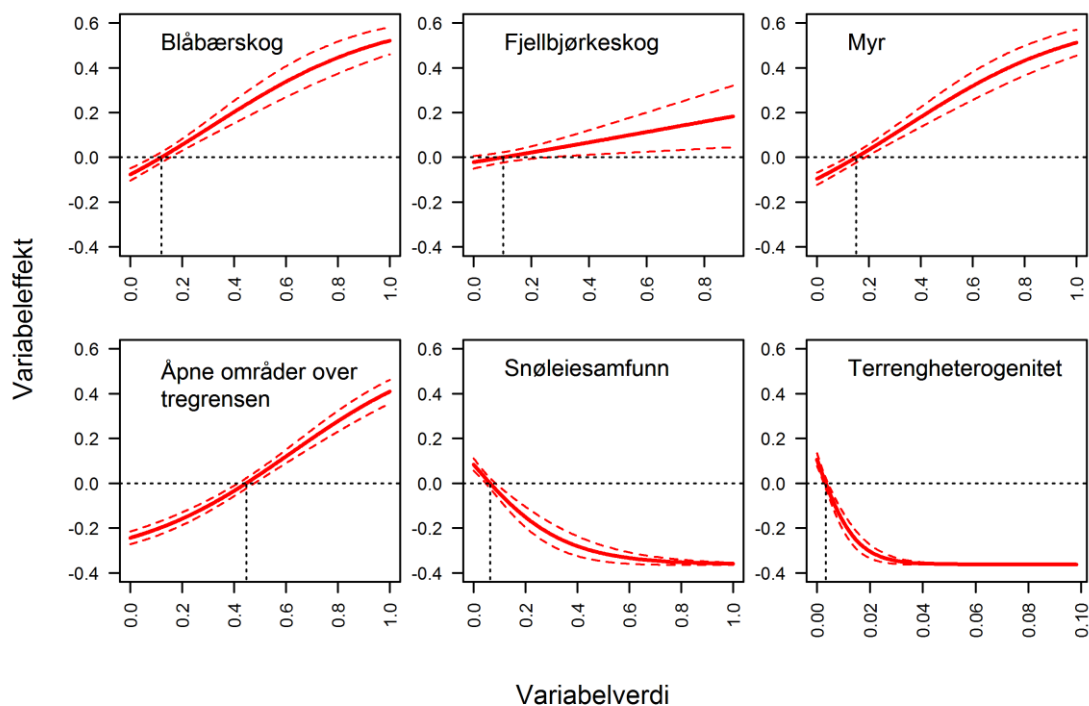
3 Resultat

3.1 Forklaringsvariabler i habitatmodellen

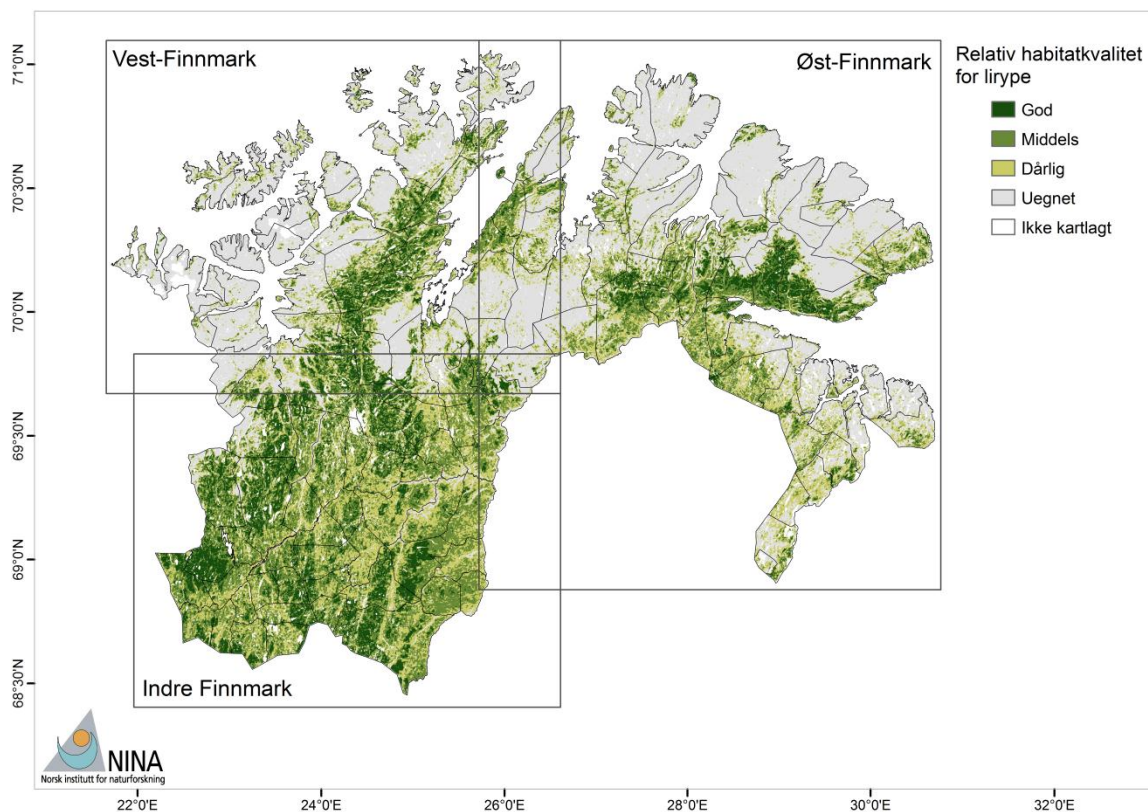
Den beste habitatmodellen for å beskrive sammenhengen mellom oppflukt av voksen lirype og landskapsdata inneholdt 6 statistisk signifikante forklaringsvariabler modellert på den største skalaen (425 m; Tabell 4). Habitattypene *blåbærskog*, *fjellbjørkeskog*, *myr* og *åpne områder over tregrensen* påvirket habitatkvaliteten positivt dvs. at jo mer det finnes av disse habitattypene jo større sannsynlighet er det for at området er av høy kvalitet for lirype. Habitattypene *blåbærskog* og *myr* hadde størst effekt på denne sammenhengen som vist i Figur 5 ved brattere stigning på kurvene og positiv effekt selv ved lave andeler av habitattypene (≈ 10 %) i landskapet. For *åpne områder over tregrensen* er det først når andelen av habitattypen overstiger omkring 45 % at typen bidrar til høyere relativ habitatkvalitet for lirype. Andel av snøleiesamfunn i landskapet påvirket habitatkvaliteten negativt (Figur 5) dvs. at jo høyere forekomst av snøleiesamfunn jo lavere habitatkvalitet. Tilsvarende effekt har terrengheterogeniteten der de flater områder hadde høyest kvalitet og kvaliteten avtok med økende terrengheterogenitet. I områder hvor landskapet er satt sammen i en mosaikk av disse habitattypene og det er lav terrengheterogenitet finnes de beste habitatene. Den beste modellen ble brukt til å predikere fordelingen av habitatkvalitet (god, middels og dårlig) til hele Finnmark (Figur 6, Appendiks 2). Den estimerte usikkerheten i modellen (standardfeil) er i de fleste områder meget lav (0-0.05), men varierer noe mellom de ulike habitatkvalitetsklassene (Figur 7).

Tabell 4. Opplisting av de 4 beste statistiske habitatmodellene (skala 425 m) som beskriver relativ habitatkvalitet for voksen lirype i Finnmark. Modellen med lavest AIC-verdi (fremhevet) ble anvendt til utvikling av det prediktive kartet for hele Finnmark fylke (se Figur 6 og Appendix 2). Np = antall parametre som er estimert i modellen, AIC = Akaikes informasjonskriterium, ΔAIC = endring i AIC mellom modeller og AIC-vekt = vektning av modellens betydning basert på AIC.

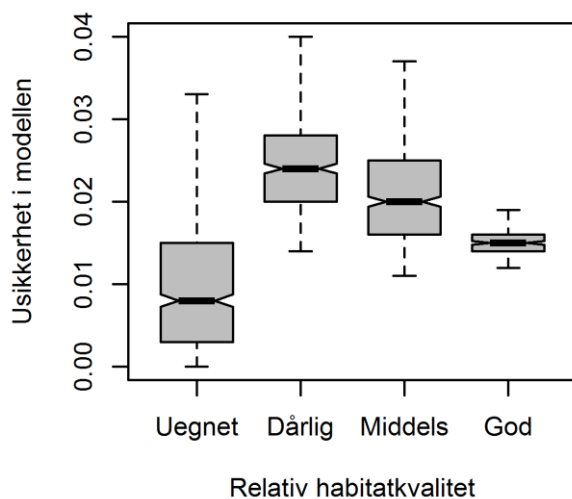
Blåbærskog	Fjellbjørkeskog	Myr	Åpne områder over tregrensen	Snøleiesamfunn	Terrengheterogenitet	Np	AIC	ΔAIC	AIC-vekt
X	X	X	X	X	X	7	3811.38	0.00	0.94
X	-	X	X	X	X	6	3816.75	5.37	0.06
X	X	X	X	-	X	6	3862.75	51.37	0.00
-	-	X	X	X	X	5	3893.81	82.43	0.00



Figur 5. Heltrukket rød linje viser variabeleffekten med 95 % konfidensintervaller (stiplet rød linje) for hver enkelt forklaringsvariabel som inngår i habitatmodellen (skala 425 m) som beskriver relativ habitatkvalitet for liryne i Finnmark. Effekten av hver variabel er beregnet ved å holde alle de andre variablene som inngår i habitatmodellen konstant på sitt gjennomsnitt. Den vertikale stiplede linjen viser variabelens gjennomsnittsverdi og variabeleffekten er sentrert rundt effekten ved variabelens gjennomsnitt.



Figur 6. Predikert habitatkvalitet (God, Middels, Dårlig, Uegnet) for voksen lirype fordelt på 131 jaktfelt i Finnmark fylke. Ikke kartlagt areal er vann og breer. Se Appendiks 2 for regionsvise kartblad for Øst-Finnmark, Vest-Finnmark og Indre Finnmark.



Figur 7. Usikkerhet i modellen uttrykt ved standard feil for hver av de 4 habitatkvalitetsklassene.

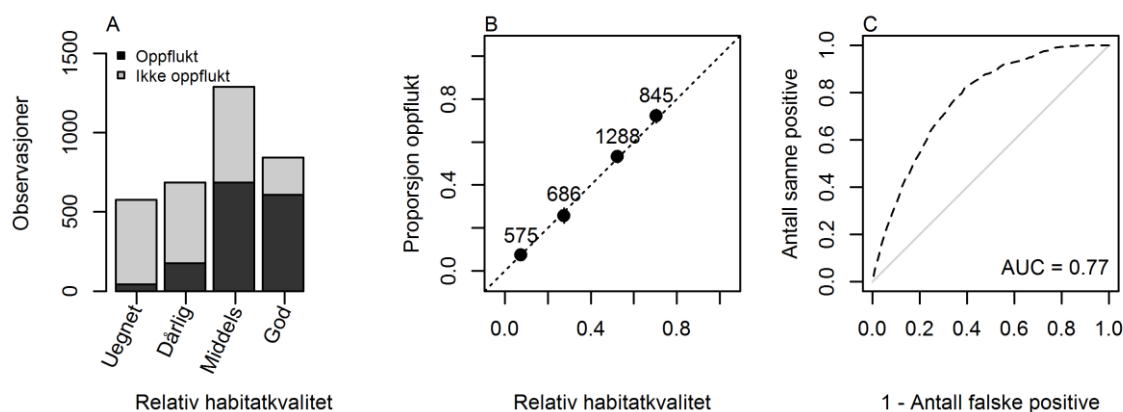
3.2 Evaluering av habitatmodellen

Evalueringen av den beste habitatmodellen viste at modellen har en relativt god evne til å skille mellom punkter med oppflukt av voksen lirype og de tilfeldige kontrollpunktene innen datasettet som ble brukt til å utvikle modellen (AUC = 0.77; Tabell 5; Figur 8). Dette betyr at i tilnærmet 8 av 10 tilfeller vil et datapunkt bli klassifisert korrekt som henholdsvis en oppflukt av lirype eller et kontrollpunkt. Kryssvalideringen viste at modeller som er utviklet på et tilfeldig utvalg av 90% av datasettet fortsatt har god evne (gjennomsnittlig prediktiv nøyaktighet = 0.70) til å predikere de gjenværende 10% av datasettet som ikke ble brukt i utviklingen av modellen. Dette betyr at i 7 av 10 tilfeller vil et datapunkt som ikke har blitt brukt til å utvikle modellen bli klassifisert korrekt som henholdsvis en oppflukt av lirype eller et kontrollpunkt. Verdien indikerer den nøyaktigheten som kan forventes av habitatmodellen når den anvendes i andre liknende regioner innen ekstrapoleringsområdet.

Tabell 5. *Evalueringssjstatistikk til habitatmodellen som ble anvendt for ekstrapolering av habitatkvalitet for lirype til hele Finnmark fylke.*

Evalueringssjstatistikk	Habitatmodell
AUC ¹⁾	0.77
Prediktiv nøyaktighet (10 % av datasett)	0.7026 [± 0.0012]
Prediktiv nøyaktighet (90 % av datasettet)	0.7045 [± 0.0000]

1) AUC måler modellens prediktive evne (se definisjon 2.4.2). En AUC verdi >0.8 angir at modellen har god til fremragende evne å predikere forekomsten av arten.



Figur 8. **A.** Stolpediagram av antall oppflukter og 'ikke oppflukter' (dvs. kontrollpunkter) i forhold til predikert relativ habitatkvalitet. **B.** Forhold mellom predikert 'relativ habitatkvalitet' og observert 'proporsjon oppflukt' for de 4 habitatkvalitetsklassene basert på predikerte verdier fra habitatmodellen (tallene refererer til antall datapunkter). Alle punktene ligger langs diagonalen som indikerer at modellen har god intern prediktiv evne. **C.** ROC-kurve ('Receiver Operating Characteristic' curve) med assosiert AUC-verdi ('Area Under ROC Curve'). ROC-linjen (stiplede) stiger relativt raskt og gir dermed en høy AUC-verdi. Dette indikerer en relativt god modell. Hvis ROC-linjen ligger langs diagonalen, med et AUC-verdi på 0.5, klarer ikke modellen å predikere bedre en tilfeldig.

3.3 Jaktfelt og arealstatistikk

Ekstrapolering av habitatmodellen til Finnmark fylke viser at 59% av arealet i de 131 jaktfeltene kan betraktes som egnet habitat for lirype (klassene God, Middels og Dårlig). Av egnet habitat faller rundt 17% i klassen God (Tabell 6, se Appendiks 3 for detaljert arealstatistikk for hvert jaktfelt). Store områder med god habitatkvalitet finnes i indre, sørlige kontinentale områder av Finnmark (på grensen mot Troms), på østsiden av Porsangerhalvøya og i Tana og sørlige deler av Varangerhalvøya. Områdene dekker habitater knyttet til fjellbjørkeskogene og åpne arealer nær eller over tregrensen. Habitatkvalitetsklassen God er overrepresentert i arealet rundt takseringslinjene (32.3%) i forhold til forekomsten i det totale jaktfeltarealet (17.2%).

Tabell 6. Arealstatistikk fordelt på de 4 habitatkvalitetsklassene.

Habitatklasse	Relativ habitatkvalitet	Areal (km ²) ¹⁾	% av egnet habitat ²⁾	% av egnet habitat langs takseringslinjer ³⁾
God	0.65-1.00	4 520	17.2	32.3
Middels	0.40-0.65	11 524	43.9	48.6
Dårlig	0.15-0.40	10 216	38.9	19.1
Uegnet	0.00-0.15	17 927	-	-

¹⁾Totalt landareal (44 187 km²) tilsvarer summen av arealet av de 131 jaktfelt som FeFo forvalter. ²⁾Egnet habitat=summen av klassene God, Middels, Dårlig. ³⁾Areal innenfor en 200 m buffer rundt hver takseringslinje.



Figur 9. Andelen av de 4 habitatkvalitetsklasser innen hvert av de 131 jaktfelt i Finnmark.

4 Diskusjon

4.1 Habitatmodellen og forklaringsvariablene

Den prediktive habitatmodellen beskriver sammenhengen mellom relativ habitatkvalitet for lirype og forklaringsvariabler relatert til 5 habitattyper og terrengheterogenitet. Fire av habitattypene (*blåbærskog*, *fjellbjørkeskog*, *myr* og *åpne områder over tregrensen*) påvirket habitatkvaliteten positivt, mens økende andel av snøleiesamfunn og økende terrengheterogenitet påvirket habitatkvaliteten negativt. Habitatmodellen beskriver habitatkvalitet for lirype på en relativt stor romlig skala (425x425 m) som tilsier at landskapets sammensetning (komposisjon og mosaikk av habitattyper og terrengets heterogenitet) over et stort nabolag påvirker forekomsten av lirype. Den romlige skalaen tilsvarer et område som overstiger gjennomsnittlig forflytningsdistanse for lirype fra hekkeområdet ett år til det påfølgende året (Brøseth m.fl. 2005) og også er mye større enn rypas territorium (Pedersen 1984). Vi kan dermed anta at habitatmodellen rimelig godt beskriver habitat- og terrengvariabler som er viktige for kvaliteten av hjemmeområdene til voksne liryper gjennom hekkeperioden til seinhøstes før rypene flokker seg i små grupper og beveger seg over større områder (Pedersen & Karlsen 2007).

Habitatvalg foregår på mange ulike romlige og tidsmessige skalaer der storskala seleksjon ofte er bestemt av terrengets utforming og predasjonsrisiko, mens finskala seleksjon er bestemt av tilgang og kvalitet på beiteplanter (Manly m.fl. 1993; Boyce 2006). En ny studie (Fedy & Martin 2011) av en annen underart (hvithalertype *Lagopus leucura*) viste at bestandsutviklingen var avhengig av en kombinasjon av både fin- og storskala habitatseleksjon. Den habitatmodellen vi har utviklet beskriver habitatkvalitet på landskapsskala og fanger ikke opp den habitatseleksjonen som foregår på lokal skala når det gjelder valg av f.eks. beiteområder. Derimot er det godt samsvar mellom habitattypene som inngår i modellen og lirypas habitatbruk beskrevet av Andersen (1986). Høne med kull oppholder seg hovedsakelig i lav- til mellomalpine områder og følger den fenologiske utviklingen av viktige beiteplanter ved å forflytte seg til høyereliggende områder gjennom sesongen. Om høsten er lirypa avhengig av områder med god kvalitet på beiteplantene og valg av beiteområder foregår sannsynligvis på en langt mindre skala enn den minste romlige oppløsning (125x125 m) som ble vurdert i modellsettene. Det er særlig blåbær, harerug og vier som trekkes fram som viktige beiteplanter (Andersen 1986). Både blåbær og harerug er vanlig i Finnmark og inngår i alle habitattypene som er beskrevet i modellen. Andersen (1986) beskriver at lirypa om høsten beiter i stor grad vierkratt. Vierkratt opptre typisk fragmentert i små områder og det satellittbaserte vegetasjonskartet med romlig oppløsning på 30x30 m fanger ikke opp de ulike typene vierkratt i egne klasser (Johansen 2009). Dermed er denne viktige habitattypen integrert i andre vegetasjonstyper f.eks. *myr* og *åpne områder over tregrensen* som inngår i habitatmodellen. Forekomsten av lirype er sterkt knyttet til utbredelse av vierkratt og den påvirkes negativt av fragmentering av vierkrattens utbredelse (den Herder m.fl. 2008; Henden m.fl. 2011).

Bare en terrengvariabel, terrengheterogenitet, inngikk i den endelige habitatmodellen. Relativ habitatkvalitet for lirype avtok med økende terrengheterogenitet på landskapsskala dvs. at de flate områdene, som er karakteristisk for store deler av Finnmark har bedre relativ habitatkvalitet enn områder med stor heterogenitet (f.eks. kystområdene).

4.2 Habitatmodellen og ekstrapolering til hele Finnmark

Takseringslinjene hvor FeFo årlig registrerer lirype ligger klumpvis fordelt i fylket og med svært ulikt antall linjer innen hvert takseringsområde (se Figur 2). Linjene er i all hovedsak lagt i områder med godt-middels lirypehabitat (se Tabell 6) dvs. at dataene som inngår i habitatmodellen stammer fra områder som i utgangspunktet anses som relativt gode habitater. Om lag 3/4 av linjene ligger i to kommuner, Kautokeino og Porsanger, og relativt til disse er østre og vestre deler av Finnmark samt kystkommunene, underrepresentert i materialet. Dette romlige designet byr på en del utfordringer i forbindelse med bruken av data fra takseringen til

utvikling av habitatmodellen. Den klumpvise fordelingen gir opphav til en romlig autokorrelasjon i datasettet som vi ikke var i stand til å redusere nevneverdig i den statistiske modellen. Plasseringen av linjene i habitat som i utgangspunktet kan anses for å være av relativt god kvalitet, resulterer i liten variasjon i datasettet og gjør det mindre representativt for det forvaltede arealet, enn tilfellet kunne ha vært dersom linjene var utlagt strategisk i habitat av ulik kvalitet.

Med disse forbehold kan vi konkludere at modellens prediktive evne er god, også når den i kryssvalideringen konfronteres med et delsett av data som ikke har vært anvendt til å utvikle modellen. Modellen kan derfor anvendes til, med rimelig stor sikkerhet, å estimere relativ habitatkvalitet for lirype i Finnmark. Habitatkartet gir også et utmerket grunnlag for, på en kvalifisert måte, å stratifisere fremtidige takseringer med hensyn på habitatkvalitet (se anbefalinger nedenfor).

I fortolkningen og den praktiske anvendelsen av habitatmodeller er det helt avgjørende å ta hensyn til hvilken skala modellen representerer. Lirypemodellen er utviklet som en regional habitatmodell på landskapsskala. At den beste regionale modellen oppnås ved bruk av landskapvariable integrert over 425 m nabolag betyr at habitater som naturlig opptre fragmentert eksempelvis på grunn av variasjon i terrenget får mindre gjennomslag i modellen. Dette kan føre til en vis underestimering av habitatkvaliteten eksempelvis i trange kystnære daler og på mindre øyer. Modellen bør derfor anvendes på landskapsskala (eksempelvis jaktfelt).

Habitatmodellen representerer et statisk bilde av sammenhengen mellom forekomst av oppflukter av lirype og utvalgte landskapsvariabler. Mens terrengvariabler er relativt stabile over tid, kan variabler knyttet til vegetasjon brått endre seg. I Finnmark er det tydelig illustrert ved det siste 10-årets kraftige utbrudd av bjørkemålere (fjellbjørkemåler *Epirrita autumnata* og liten høstmåler *Operophtera brumata*). Store arealer av bjørkeskogen i Finnmark, særlig øst i fylket, har vært angrepet (Jepsen m.fl. 2009). Utbruddene har ført til omfattende skogdød og endringer i bakkevegetasjonen (Karlsen m.fl. in prep., Jepsen m.fl. in prep.). Slike kraftige forstyrrelser av vegetasjonen påvirker uten tvil tilgang på beiteplanter for lirype og andre planteetere i fjellbjørkeskogen. Digitalt vegetasjonskart for Norge, som er avendt til å utlede habitatklasser for lirypemodellen, er i all hovedsak basert på satellittbilder tatt frem t.o.m år 2000, før utbruddet av bjørkemålere tok til.

4.3 Habitatmodellen og praktisk forvaltning av lirype

Tilpasning av uttak, jaktinnsats og fordeling av jegere og kvoter i tid og rom til variasjoner i bestandsstørrelsen av lirype er viktige tiltak i en økologisk forsvarlig forvaltning av lirype (Pedersen m.fl. 2004; Sandercock m.fl. 2011; Willebrand m.fl. 2011; Brøseth m.fl. 2012). Habitatmodellen vil sammen med FeFos detaljerte jaktrapporteringsdata danne et meget godt grunnlag for en differensiert forvaltning av lirype innenfor jaktfeltene slik at uttak og jakttrykk kan justeres etter jaktfeltets samlede habitatkvalitet. Habitatmodellen er utviklet som en regional modell på landskapsskala. Dette betyr at på jaktfeltnivå vil modellen gi god oversikt over habitatkvalitet for lirype, mens modellen ikke er egnet til å utlede habitatbruk på en lokal, detaljert skala f.eks. innen et jaktterreng. Habitatkartet har også stor bruksverdi i forbindelse med områdefredning der områder med god habitatkvalitet kan representere viktige reproduksjons- og rekrutteringsområder for lirype.

Modellen er basert på data fra lirypetakseringene og er kun representativ for lirype i Finnmark. Selv om fjellryper registreres under takseringene og tetthet av rype i Finnmark beregnes for begge arter sammenlagt, er datamaterialet for fjellrype begrenset i takseringsdatasettet. Utvikling av en egen modell for fjellrype har blitt gjort på Svalbard basert på punkttakseringer av territoriell stegg om våren (Pedersen m.fl. 2007, Pedersen m.fl. in prep.). I Finnmark vil utvikling av en tilsvarende modell for fjellrype kreve innhenting av supplerende takseringsdata. Det er viktig å merke seg at mange områder som i lirypemodellen blir predikert uegnet eller dårlig habitatkvalitet kan ha stor verdi som fjellrypehabitat, da mange av disse områdene dekker kysten, øyene og områder i høyfjellet.

4.4 Anbefalinger til FeFo

Den regionale habitatmodellen gir ny kunnskap om habitatkvalitet for lirype i Finnmark som kan bidra til videreutvikling av FeFo sin forvaltning av lirype i fylket. Vi anbefaler FeFo følgende:

- Habitatkartet bør anvendes på jaktfeltnivå.
- Habitatkartet bør anvendes som et supplement til annen informasjon om lirypejakta (f.eks. tetthet, løpende uttak og fordeling av jegere i tid og rom) for å justere uttaket og innsatsen innenfor jaktfeltene innen og mellom sesonger.
- Der bør gjennomføres en feltvalidering der modellens prediksjoner evalueres opp imot et uavhengig datasett (se neste punkt).
- Habitatkartet bør danne grunnlag for en evaluering av det nåværende romlige designet som er i bruk ved rypetakseringene i Finnmark. En mer representativ romlig fordeling og stratifisering av takseringslinjene etter habitatkvalitet vil optimalisere datainnsamlingen og gjøre det mulig å beregne tetthet av lirype i forhold til habitatkvalitet innenfor FeFo sine forvaltningsregioner.
- Standard rutiner for kvalitetssikring av takseringsdataene bør etableres. Slike rutiner er viktig for å sikre pålitelige data gjennom hele prosessen fra feltobservatør til digitale data i databasen. Grundig opplæring, gode feltprotokoller og rutiner for innlegging og kvalitetssikring av digitale data er viktige ledd i denne prosessen.

Referanser

- Aas, Ø., H. Øian, R. Waale and M. Skår (2010). "Allmennhetens bruk av utmarka i Finnmark. Sammenstilling basert på skrevne kilder." NINA Rapport 642: s. 94.
- Andersen, J.-E. (1986). "Habitat selection by Willow Grouse *Lagopus l. lagopus* in central Norway." Fauna Norv. Ser. C, Cinclus 82-84.
- Andersen, R., J. B. Steen and H. C. Pedersen (1984). "Habitat selection in relation to the age of willow grouse (*Lagopus l. lagopus* L.) broods in central Norway." Ornis Scand. 17: 180-182.
- Austin, M. P. (2002). "Spatial prediction of species distribution: an interface between ecological theory and statistical modelling." Ecological Modelling 157(2-3): 101-118.
- Barth, J. B. (1877). "Naturskildringer og Optegnelser fra mit Jæger- og Reiseliv." Kristiania. Cammermeyer. pp. 385.
- Batschelet, E. (1981). Circular statistics in biology London, UK, Academic Press.
- Booms, T. L. and M. R. Fuller (2003). "Gyrffalcon diet in central west Greenland during the nesting period." The Condor 105: 528-537.
- Booms, T. L., F. Huettmann and P. F. Schempf (2010). "Gyrffalcon nest distribution in Alaska based on a predictive GIS model." Polar Biology 33: 347-358.
- Boyce, M. and L. L. McDonald (1999). "Relating populations to habitats using resource selection functions." Tree 14(7): 268-272.
- Boyce, M. S. (2006). "Scale for resource selection functions." Diversity and Distributions 12(3): 269-276.
- Brittas, R. (1988). "Nutrition and reproduction of the willow grouse *Lagopus lagopus* in central Sweden." Ornis Scandinavica 19(1): 49-57.
- Brøseth, H., E. B. Nilsen and H. C. Pedersen (2012). "Temporal quota corrections based on timing of harvest in a small game species." European Journal of Wildlife Research **in press**.
- Brøseth, H., J. Tufto, H. C. Pedersen, H. Steen and L. Kastdalen (2005). "Dispersal patterns in a harvested willow ptarmigan population." Journal of Applied Ecology 42(3): 453-459.
- Burnham, K. P. and D. R. Anderson (2004). "Multimodel inference - understanding AIC and BIC in model selection." Sociological Methods & Research 33(2): 261-304.
- Clum, N. J. and T. J. Cade (1994). Gyrffalcon (*Falco rusticolus*). I: The birds of North America, No 114. A. Poole and F. Gill. Philadelphia, PA, and , Washington, DC., The Academy of Natural Sciences and The American Ornithologists' Union.
- Crawley, M. J. (2005). Statistics. An introduction using R. West Sussex, UK, John Wiley & Sons Ltd.
- den Herder, M., R. Virtanen and H. Roininen (2008). "Reindeer herbivory reduces willow growth and grouse forage in a forest-tundra ecotone." Basic and Applied Ecology 9(3): 324-331.
- Earnst, S. L., R. Platte and L. Bond (2006). "A landscape-scale model of yellow-billed loon (*Gavia adamsii*) habitat preferences in northern Alaska." Hydrobiologia 567: 227-236.
- Erikstad, K. E. (1985). "Growth and survival of willow grouse chicks in relation to home range size, brood movements and habitat selection." Ornis Scandinavica 16(3): 181-190.
- Erikstad, K. E., R. Blom and S. Myrberget (1982). "Territorial Hooded Crows as Predators on Willow Ptarmigan Nests." Journal of Wildlife Management 46(1): 109-114.
- Erikstad, K. E. and T. K. Spidso (1982). "The influence of weather on food-intake, insect prey selection and feeding behaviour in willow grouse chicks in Northern Norway." Ornis Scandinavica 13(3): 176-182.
- Fedy, B. and K. Martin (2011). "The influence of fine-scale habitat features on regional variation in population performance of alpine white-tailed ptarmigan." Condor 113(2): 306-315.
- Finnmarkseiendommen (2011). "Protokoll for august taksering av hønsefugl."

- Freeman, E. (2007). "An R Package for presence-absence model evaluation." USDA Forest Service, USA.
- Gregory, A. J., L. B. McNew, T. J. Prebyl, B. K. Sandercock and S. M. Wisely (2011). "Hierarchical modeling of lek habitats of greater prairie-chickens." In: Ecology, conservation and management of grouse. Sandercock, B.K., Martin K. and Segelbacher, G. (eds.). (Studies in Avian Biology No. 39. University of California Press, Los Angeles.): 365 pp.
- Hakkarainen, H., R. Virtanen, J. O. Honkanen and H. Roininen (2007). "Willow bud and shoot foraging by ptarmigan in relation to snow level in NW Finnish Lapland." Polar Biology **30**(5): 619-624.
- Henden, J. A., R. A. Ims, N. G. Yoccoz and S. T. Killengreen (2011). "Declining willow ptarmigan populations: The role of habitat structure and community dynamics." Basic and Applied Ecology **12**(5): 413-422.
- Holmstad, P. R., P. J. Hudson, V. Vandvik and A. Skorping (2005). "Can parasites synchronise the population fluctuations of sympatric tetraonids? - examining some minimum conditions." Oikos **109**(3): 429-434.
- Ims, R. A., J. A. Henden and S. T. Killengreen (2008). "Collapsing population cycles." Trends in Ecology & Evolution **23**(2): 79-86.
- Jensen, R. A., J. Madsen, M. O'Connell, M. S. Wisz, H. Tømmervik and F. Mehlum (2008). "Prediction of the distribution of Arctic-nesting pink-footed geese under a warmer climate scenario." Global Change Biology **14**(1): 1-10.
- Jepsen, J. U., S. B. Hagen, K. A. Høgda, R. A. Ims, S. R. Karlsen, H. Tømmervik and N. G. Yoccoz (2009). "Monitoring the spatio-temporal dynamics of geometrid moth outbreaks in birch forest using MODIS-NDVI data." Remote Sensing of Environment **113**(9): 1939-1947.
- Johansen, B. E. (2009). Vegetasjonskart for Norge basert på Landsat TM/ETM+ data. Norut Rapport 4: 1-87. Tromsø, Norway, Norut Northern Research Institute.
- Johnson, C. J., S. E. Nielsen, E. H. Merrill, T. L. McDonald and M. S. Boyce (2006). "Resource selection functions based on use-availability data: Theoretical motivation and evaluation methods." Journal of Wildlife Management **70**(2): 347-357.
- Lobo, J. M. and M. F. Tognelli (2011). "Exploring the effects of quantity and location of pseudo-absences and sampling biases on the performance of distribution models with limited point occurrence data." Journal for Nature Conservation **19**(1): 1-7.
- Long, R. A., J. D. Muir, J. L. Rachlow and J. G. Kie (2009). "A Comparison of Two Modeling Approaches for Evaluating Wildlife-Habitat Relationships." Journal of Wildlife Management **73**(2): 294-302.
- Maindonald, J. and W. J. Braun (2012). "DAAG: Data analysis and graphics data and functions. R package version 1.12. <http://CRAN.R-project.org/package=DAAG>."
- Manly, B. F. J., L. L. McDonald and D. L. Thomas (1993). "Selection by Animals: Statistical Design and Analysis for Field Studies." Chapman and Hall, London.
- Moss, R., I. Storch and M. Muller (2010). "Trends in grouse research." Wildlife Biology **16**(1): 1-11.
- Moss, R. and A. Watson (2001). Population cycles in birds of the grouse family (Tetraonidae). I: Advances in Ecological Research, Vol 32. **32**: 53-111.
- Muller, D., B. Schroder and J. Muller (2009). "Modelling habitat selection of the cryptic Hazel Grouse *Bonasa bonasia* in a montane forest." Journal of Ornithology **150**(4): 717-732.
- Munkebye, E., H. C. Pedersen, J. B. Steen and H. Brøseth (2003). "Predation of eggs and incubating female willow ptarmigan *Lagopus l. lagopus*." Fauna Norv. **23**: 1-8.
- Myrberget, S. (1982). "Bestandsvariasjoner hos liryte i Norge 1932-1971 " Meddelelser Norsk Viltforskning **3**: 1-31.
- Myrberget, S. (1985). "Egg predation on an island population of willow ptarmigan." Fauna. Norv. Ser. C, Cinclus **8**: 82-87.

- Myrberget, S. (1986). "Annual variation in timing of egg-laying in a population of Willow Grouse *Lagopus lagopus*." Fauna Norv. Ser. C, Cinclus **9**: 1-6.
- Nyström, J., J. Ekenstedt, A. Angerbjörn, L. Thulin, P. Hellström and L. Dalén (2006). "Golden Eagles on the Swedish mountain tundra – diet and breeding success in relation to prey fluctuations." Ornis Fennica **83**: 145-152.
- Parker, H. (1984). "Effects of corvid removal on reproduction of willow ptarmigan." Journal of Wildlife Management **48**: 1197-1204.
- Pedersen, H. C. (1984). "Territory size, mating status, and individual survival of males in a fluctuating population of Willow ptarmigan." Ornis Scandinavica **15**: 197-203.
- Pedersen, H. C. (1994). Lirype (*Lagopus lagopus*). I: Norsk fugleatlas. J. O. Gjershaug, P. G. Thingstad, S. Eldøy and S. Byrkjeland. Klæbu, Norge, Norsk Ornitologisk Forening: s. 140-141.
- Pedersen, H. C. and D. H. Karlsen (2007). "Alt om rypa. Biologi, jakt og forvaltning." Tun Forlag: 259 s.
- Pedersen, H. C., H. Steen, L. Kastdalen, H. Broseth, R. A. Ims, W. Svendsen and N. G. Yoccoz (2004). "Weak compensation of harvest despite strong density-dependent growth in willow ptarmigan." Proceedings of the Royal Society of London Series B-Biological Sciences **271**(1537): 381-385.
- Pedersen, H. C., J. B. Steen and R. Andersen (1983). "Social organization and territorial behaviour in a willow ptarmigan population." Ornis Scandinavica **14**: 263-272.
- Pedersen, Å. Ø., J. U. Jepsen, N. G. Yoccoz and E. Fuglei (2007). "Ecological correlates of the distribution of territorial Svalbard rock ptarmigan (*Lagopus muta hyperborea*)." Canadian Journal of Zoology-Revue Canadienne De Zoologie **85**: 122-132.
- Pulliainen, E. and J. Iivanainen (1981). "Winter nutrition of the willow grouse (*Lagopus-Lagopus L*) in the extreme north of Finland." Annales Zoologici Fennici **18**(4): 263-269.
- R Development Core Team (2011). R: A Language and Environment for Statistical Computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria.
- Sandercock, B. K., E. B. Nilsen, H. Broseth and H. C. Pedersen (2011). "Is hunting mortality additive or compensatory to natural mortality? Effects of experimental harvest on the survival and cause-specific mortality of willow ptarmigan." Journal of Animal Ecology **80**(1): 244-258.
- Sappington, J. M., K. M. Longshore and D. B. Thompson (2007). "Quantifying landscape ruggedness for animal habitat analysis: A case study using bighorn sheep in the Mojave Desert." Journal of Wildlife Management **71**(5): 1419-1426.
- Smedshaug, C. A., V. Selås, S. E. Lund and G. A. Sonerud (1999). "The effects of natural reduction of red fox *Vulpes vulpes* on small game hunting bags in Norway." Wildlife biology **5**(157-156).
- SSB (2012). "www.ssb.no."
- Stokland, J. N., V. Bakkestuen, T. Bekkby, E. Rinde, O. Skarpaas, A. Sverdrup-Thygeson, N. G. Yoccoz and R. Halvorsen (2008). Prediksjonsmodeller som verktøy for kartlegging, overvåking og forvaltning av biologisk mangfold – anvendelse, utviklingspotensial og utfordringer, Naturhistorisk Museum, Oslo, Rapport 1: 1-74.
- Stokland, J. N., R. Halvorsen and B. Stoa (2011). "Species distribution modelling. Effect of design and sample size of pseudo-absence observations." Ecological Modelling **222**: 1800-1809.
- Storch, I. (2007). "Conservation status of grouse worldwide: an update." Wildlife Biology **13**: 5-12.
- Venables, W. N. and B. D. Ripley (2002). Modern applied statistics with S, Springer.
- Weeden, R. B. (1969). "Foods of rock and willow ptarmigan in central Alaska with comments on interspecific competition." Auk **86**: 271-281.
- Wightman, C. S. and M. R. Fuller (2005). "Spacing and physical habitat selection patterns of Peregrine Falcons in central West Greenland." Wilson Bulletin **117**(3): 226-236.

Willebrand, T., M. Hornell-Willebrand and L. Asmyhr (2011). "Willow grouse bag size is more sensitive to variation in hunter effort than to variation in willow grouse density." Oikos **120**(11): 1667-1673.

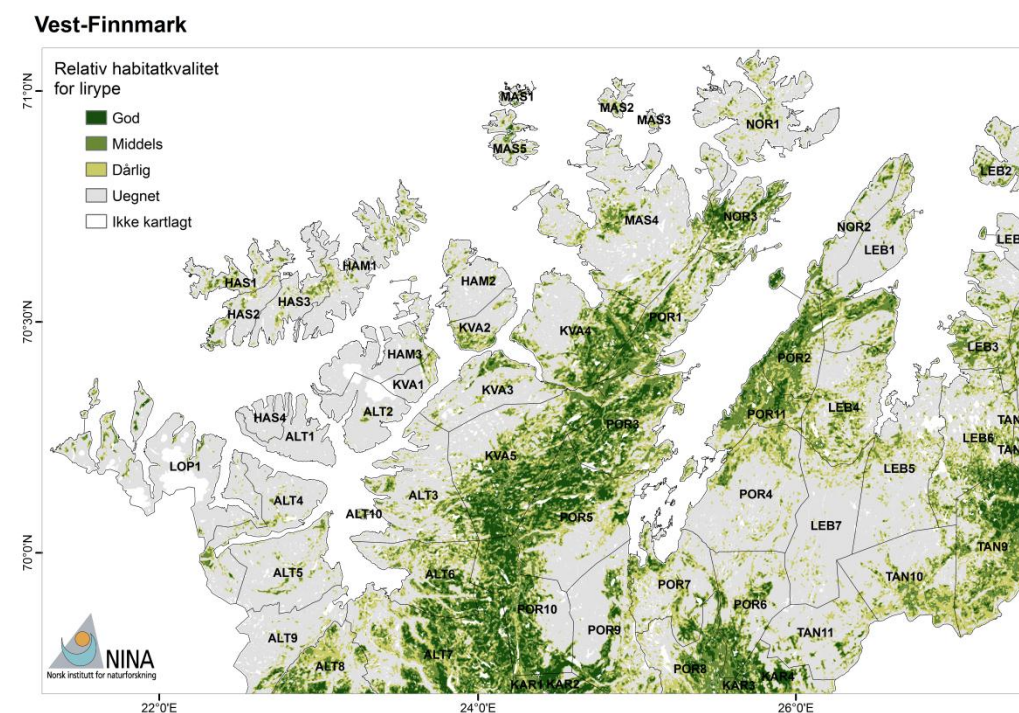
5 Appendiks

Appendiks 1. Oversikt over linjer som ikke er inkludert i habitatmodellen for lirype i Finnmark. Linjene var oppført i datasettet fra FeFo/HiHm, men det fantes ikke stedfestet informasjon om linjenes geografiske beliggenhet.

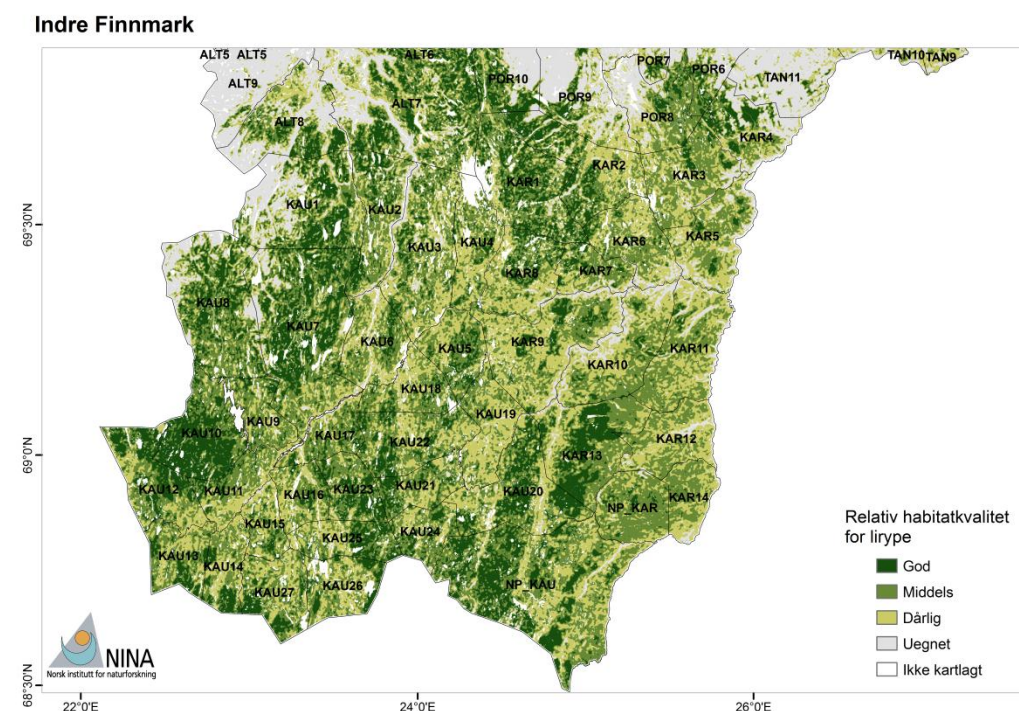
Kommune	Område	Linjenummer	År linje er taksert	Oppflukt av voksen fugl på linje
Hasvik	Breivik	5, 6	2000, 2003	0
	Nedre Flågvatn	5	2002, 2006	3
	Sørsandfjord	1, 2	2002	0
Karasjok	Iskuras	4	2000, 2005, 2007	2
Kautokeino	Cuonocearru	1, 2, 3, 4	2000-2003, 2006, 2007	44
	Cuonocearru	101, 102, 103, 104	2011	2
	Sturoaive	1-16	2001, 2002, 2004, 2005	90
	Guorbajavri	7-8	2002	5
Kvalsund	Oksenelv sør	1-6	2001, 2001, 2003-2007	26
Porsanger	Leirpollen	1, 3, 4, 5, 6, 8	2001-2006	57
Sør-Varanger	Blåsenborg	6, 11, 12	2008	2
Tana	Maskevarre	3	2000, 2006	4
Totalt				235

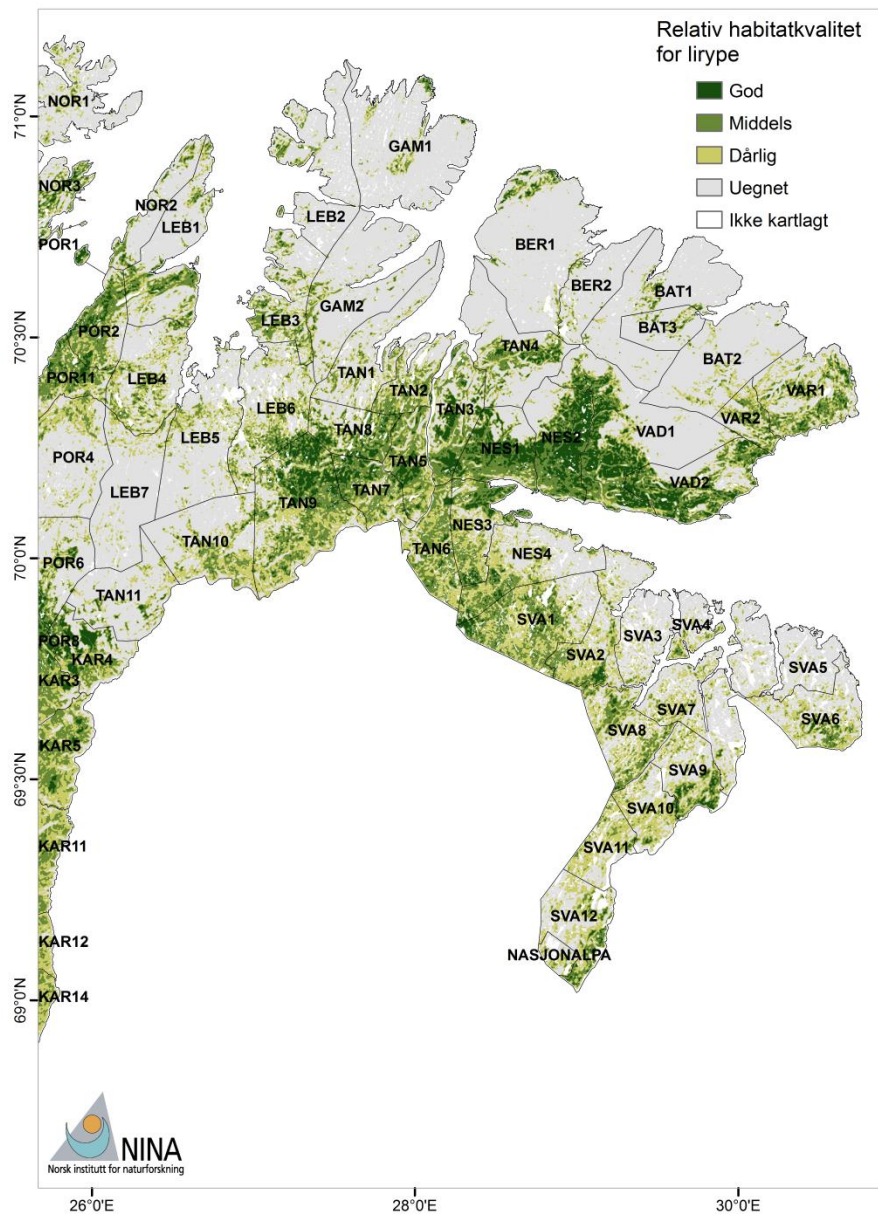
Appendiks 2. Predikert habitatkvalitet (God, Middels, Dårlig, Uegnet) for voksen lirype fordelt på 131 jaktfelt (navngitt som i Appendiks 3) og 3 forvaltningsregioner i Finnmark fylke. **A.** Kartblad 'Vest-Finnmark'. **B.** Kartblad 'Indre Finnmark'. **C.** Kartblad 'Øst-Finnmark'.

A)



B)



Appendiks 2 (forts.)**C)****Øst-Finnmark**

Appendiks 3. Arealstatistikk for FeFo sine 131 jaktfelt i Finnmark fylke. Klassene beskriver antall kvadratkilometer (km²) og prosentvis fordeling (%) med henholdsvis Uegnet, Dårlig, Middels og God habitatkvalitet for lirype i Finnmark. Jaktfeltene er sortert alfabetisk i oversikten.

Jaktfelt	Uegnet		Dårlig		Middels		God		Totalt areal jaktfelt
	Km ²	%	Km ²	%	Km ²	%	Km ²	%	
ALT1	137	99	1	1	0	0	0	0	138
ALT10	1	18	2	50	1	32	0	0	4
ALT2	162	96	5	3	2	1	0	0	169
ALT3	317	69	87	19	47	10	6	1	457
ALT4	276	88	25	8	11	4	1	0	314
ALT5	327	89	30	8	11	3	0	0	368
ALT6	123	35	100	29	95	27	32	9	350
ALT7	212	23	217	23	327	35	185	20	941
ALT8	160	37	111	25	105	24	58	13	434
ALT9	297	89	25	7	10	3	3	1	334
BAT1	585	93	30	5	15	2	2	0	632
BAT2	512	89	55	9	9	2	0	0	576
BAT3	141	81	21	12	10	6	1	1	173
BER1	709	90	41	5	27	3	9	1	785
BER2	236	90	18	7	8	3	0	0	263
GAM1	612	92	38	6	16	2	3	0	669
GAM2	538	88	50	8	24	4	2	0	614
HAM1	216	79	42	15	15	6	1	0	274
HAM2	162	90	14	8	4	2	0	0	180
HAM3	202	93	11	5	5	2	1	0	218
HAS1	74	66	25	23	12	11	1	1	113
HAS2	87	81	13	12	7	6	1	1	108
HAS3	131	82	21	13	7	5	0	0	158
HAS4	74	100	0	0	0	0	0	0	74
KAR1	8	2	72	16	225	51	135	31	439
KAR10	69	15	192	43	166	37	21	5	447
KAR11	37	9	184	43	199	46	11	3	432
KAR12	18	6	148	51	119	41	3	1	287
KAR13	11	2	104	23	203	44	142	31	460
KAR14	7	4	80	43	96	52	2	1	184
KAR2	20	5	120	31	151	39	95	25	386
KAR3	23	6	127	36	177	51	24	7	350
KAR4	82	30	67	25	76	28	47	17	272
KAR5	48	14	147	43	136	39	14	4	344
KAR6	21	7	118	42	129	46	14	5	282
KAR7	12	7	51	30	83	50	22	13	167
KAR8	9	3	127	42	123	40	45	15	303
KAR9	38	7	267	48	201	36	54	10	561
KAU1	150	27	121	21	175	31	117	21	564
KAU10	0	0	16	5	122	35	209	60	348

	Uegnet		Dårlig		Middels		God		
<i>Jaktfelt</i>	<i>Km²</i>	<i>%</i>	<i>Km²</i>	<i>%</i>	<i>Km²</i>	<i>%</i>	<i>Km²</i>	<i>%</i>	<i>Totalt areal jaktfelt</i>
KAU11	4	2	72	35	102	50	25	12	203
KAU12	1	0	75	24	134	43	104	33	314
KAU13	0	0	69	32	103	48	41	19	213
KAU14	2	1	66	37	76	43	34	19	179
KAU15	3	2	58	43	59	44	15	11	135
KAU16	4	3	62	37	83	49	20	12	168
KAU17	8	4	44	26	92	55	25	15	169
KAU18	7	3	79	37	106	50	21	10	212
KAU19	3	1	148	58	94	37	9	3	254
KAU2	22	7	72	24	158	52	52	17	305
KAU20	8	2	129	29	167	37	141	32	446
KAU21	1	1	54	29	91	49	38	21	184
KAU22	2	1	101	30	162	49	68	20	333
KAU23	1	0	25	13	94	51	65	35	184
KAU24	2	1	48	29	85	52	28	17	163
KAU25	3	1	56	28	88	44	54	27	200
KAU26	2	1	83	39	95	44	36	17	215
KAU27	0	0	91	36	115	45	47	19	253
KAU3	36	7	177	36	236	47	50	10	499
KAU4	3	1	96	44	101	46	19	9	218
KAU5	1	1	68	31	112	51	37	17	218
KAU6	18	7	103	38	122	45	26	10	269
KAU7	47	6	143	18	362	44	263	32	815
KAU8	97	16	106	17	272	44	137	22	612
KAU9	4	3	48	28	99	58	20	12	172
KVA1	57	83	8	12	3	4	0	0	69
KVA2	74	65	24	21	15	13	1	1	114
KVA3	224	76	42	14	26	9	5	2	296
KVA4	239	47	91	18	132	26	46	9	509
KVA5	216	31	139	20	224	32	125	18	705
LEB1	300	63	87	18	78	16	14	3	479
LEB2	390	88	31	7	20	5	2	0	444
LEB3	167	51	84	26	68	21	7	2	326
LEB4	221	54	122	30	58	14	5	1	406
LEB5	414	79	87	17	24	5	0	0	526
LEB6	230	52	127	29	78	18	8	2	443
LEB7	438	88	51	10	7	1	0	0	496
LOP1	435	90	27	6	17	4	3	1	482
MAS1	5	54	1	15	2	24	1	6	8
MAS2	17	66	6	22	3	10	0	2	26
MAS3	5	65	2	28	1	7	0	0	8
MAS4	644	77	125	15	62	7	7	1	838
MAS5	39	62	15	23	8	12	2	3	64

	Uegnet		Dårlig		Middels		God		
<i>Jaktfelt</i>	<i>Km²</i>	<i>%</i>	<i>Km²</i>	<i>%</i>	<i>Km²</i>	<i>%</i>	<i>Km²</i>	<i>%</i>	<i>Totalt areal jaktfelt</i>
NASJONALPA	25	53	17	36	5	11	0	0	48
NES1	65	21	37	12	127	41	81	26	309
NES2	84	22	28	7	125	33	141	37	378
NES3	38	15	88	34	105	41	29	11	260
NES4	183	47	121	31	76	19	13	3	393
NOR1	290	81	55	15	13	4	1	0	359
NOR2	150	73	28	14	24	12	4	2	206
NOR3	72	33	54	24	71	32	23	10	219
NP_KAR	6	2	65	24	182	68	15	6	269
NP_KAU	19	2	290	27	481	45	267	25	1058
POR1	103	31	82	25	110	33	37	11	333
POR10	129	28	65	14	153	33	116	25	462
POR11	40	18	61	28	99	45	19	9	220
POR2	42	17	57	24	111	46	31	13	241
POR3	56	13	106	25	180	43	79	19	422
POR4	465	75	114	18	38	6	3	0	619
POR5	232	37	119	19	168	27	103	17	623
POR6	209	56	68	18	70	19	25	7	373
POR7	215	58	94	25	50	13	14	4	372
POR8	110	32	85	25	116	34	31	9	342
POR9	309	59	111	21	77	15	29	6	528
SVA1	92	20	173	38	167	37	19	4	450
SVA10	71	38	96	50	20	11	3	1	190
SVA11	59	35	92	55	15	9	1	0	167
SVA12	121	44	100	36	45	16	10	3	275
SVA2	146	44	127	38	52	16	9	3	333
SVA3	156	79	37	19	4	2	0	0	197
SVA4	63	64	25	25	10	10	1	1	99
SVA5	306	87	42	12	3	1	0	0	351
SVA6	160	53	102	33	38	12	5	2	304
SVA7	223	63	109	31	22	6	1	0	355
SVA8	85	28	126	42	82	27	8	3	302
SVA9	93	39	84	35	44	19	16	7	238
TAN1	248	71	72	21	28	8	1	0	349
TAN10	287	61	124	26	57	12	3	1	471
TAN11	310	78	62	16	21	5	4	1	398
TAN2	61	33	61	33	60	32	3	2	186
TAN3	89	28	68	22	110	35	46	15	313
TAN4	315	67	67	14	73	15	19	4	473
TAN5	27	12	68	30	102	45	28	13	225
TAN6	21	8	104	41	116	46	10	4	252
TAN7	22	10	56	26	105	48	34	15	217
TAN8	54	24	49	22	90	40	32	14	225

	Uegnet		Dårlig		Middels		God		
Jaktfelt	Km²	%	Km²	%	Km²	%	Km²	%	Totalt areal jaktfelt
TAN9	105	16	214	32	245	37	101	15	664
VAD1	413	51	92	11	165	20	136	17	806
VAD2	105	26	77	19	140	34	87	21	409
VAR1	173	41	130	31	103	24	20	5	425
VAR2	44	32	48	35	42	30	5	4	139
TOTAL	17927	41	10216	23	11524	26	4520	10	44187



Norsk institutt for naturforskning (NINA) er et nasjonalt og internasjonalt kompetansesenter innen naturforskning. Vår kompetanse utøves gjennom forskning, utredningsarbeid, overvåking og konsekvensutredninger.

NINAs primære aktivitet er å drive anvendt forskning. Stikkord for forskningen er kvalitet og relevans, samarbeid med andre institusjoner, tverrfaglighet og økosystemtilnærming. Offentlig forvaltning, næringsliv og industri samt Norges forskningsråd og EU er blant NINAs oppdragsgivere og finansieringskilder.

Virksomheten er hovedsakelig rettet mot forskning på natur og samfunn, og NINA leverer et bredt spekter av tjenester gjennom forskningsprosjekter, miljøovervåking, utredninger og rådgiving.

ISSN:1504-3312

ISBN: 978-82-426-2440-6

Norsk institutt for naturforskning

NINA Hovedkontor

Postadresse: Postboks 5685 Sluppen, NO-7485 Trondheim

Besøks/leveringsadresse: Tungasletta 2, NO-7047 Trondheim

Telefon: 73 80 14 00, Telefaks: 73 80 14 01

E-post: firmapost@nina.no

Organisasjonsnummer 9500 37 687

<http://www.nina.no>

Samarbeid og kunnskap for framtidens miljøløsninger