

Tilstandsvurdering for forekomst av oter (*Lutra lutra*) som indikatorart i Naturindeks og anbefaling til overvåkingsmetodikk

Jiska van Dijk og Roel May



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, for eksempel 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.

Tilstandsvurdering for forekomst av oter (*Lutra lutra*) som indikatorart i Naturindeks og anbefaling til overvåkingssmetodikk

Jiska van Dijk og Roel May

Van Dijk, J., May, R. 2012. Tilstandsvurdering for forekomst av oter (*Lutra lutra*) som indikatorart i Naturindeks og anbefaling til overvåkingsmetodikk - NINA Rapport 749. 33 pp.

Trondheim, 15. Mai. 2012

ISSN: 1504-3312

ISBN: 978-82-426-2339-3

RETTIGHETSHAVER

© Norsk institutt for naturforskning

Publikasjonen kan siteres fritt med kildeangivelse

TILGJENGELIGHET

Åpen

PUBLISERINGSTYPE

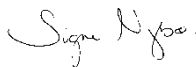
Digitalt dokument (pdf)

KVALITETSSIKRET AV

Kristine Ulvund

ANSVARLIG SIGNATUR

Signe Nybø (sign.)



OPPDRAUGSGIVER(E)

Direktorat for naturforvaltning

KONTAKTPERSON(ER) HOS OPPDRAGSGIVER

Knut Simensen

FORSIDEBILDE

Jiska van Dijk

NØKKEWORD

Oter, oterfallvilt, oterhabitat, GIS, modellering, oterforekomst, LUCAS-ruter, overvåking

KEY WORDS

Otter, otter presence, otter habitat, GIS, modellering, LUCAS-raster, monitoring

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

Van Dijk, J. & May, R. 2012. Tilstandsvurdering for forekomst av oter (*Lutra lutra*) som indikatorart i Naturindeks og anbefaling til overvåkingsmetodikk. - NINA Rapport 749. 33 pp.

I Naturindeks for Norge er oter (*Lutra lutra*) inkludert som en indikatorart både for kystvann og ferskvann. Tilstandsverdiene for oter i naturindeks 2010 er delvis basert på ekspertvurderinger knyttet til kunnskap bygd opp over tid, samt på bekreftet forekomst av registrert oterfallvilt. På grunn av varierende interesse for innmelding og innsending av døde otre, gir ikke oterfallviltregisteret et tilstrekkelig bilde av oterens utbredelse og eventuelle bestandsendringer. Ved å bruke regresjonsmodeller som inkluderer relevante forklarende variabler, er det mulig og predikere sannsynligheten for forekomst av oter i ulike områder. Denne kunnskapen er videre benyttet til å identifisere områder som bør prioriteres for å bedre kartlegge oterens utbredelse og dens bestandsendringer i framtiden. I dette prosjektet har vi modellert forekomst av oter, samt en bestandstetthetsindeks (antall forventede registrerte døde otre per kvadratkilometer) ved hjelp av Poissonregresjon basert på oterfallviltregisteret ved NINA. Ved å ta i bruk slike modeller, kan tilstandsverdiene til oter forbedres når Naturindeksen skal oppdateres.

I oterfallviltregisteret dominerer registreringer gjort i kystkommunene. Av de tre inkluderte habitattypene i modellene – kyst, elv og innsjø – og ved korrigerings for avstand til kystlinjen, forklarer kysthabitat fremdeles den største delen av oterforekomstene, noe som viser betydningen av kysten for oter i Norge. Den beregnede bestandstetthetsindeksen (antall forventede registrerte døde otre per kvadratkilometer) er høyest ved kysten og avtar innover landet. De modellerte endringene i bestandstetthetsindeksen viser at antallet registrerte otre har gått ned i Norge fra 2000 og fram til 2010. Den desidert raskeste bestandsnedgangen fant sted i perioden fra 2006 til 2010. Modellene viser videre at fravær av oter stort sett kan fastsettes med stor sikkerhet (dvs. spesielt i fjelltraktene). Usikkerheten i estimatene er høyere der oter er forventet å være tilstede (dvs. langs kysten og i Østerdalen). Registreringene av oter i både Hjorteviltregisteret og Artsobservasjoner er imidlertid også sterkt klynget rundt storbyene langs kysten (dvs. Bergen, Ålesund, Molde/Kristiansund, Trondheim/Stjørdal, Mosjøen/Mo-i-Rana, Bodø, Harstad/Tromsø).

Basert på resultatene fra modelleringen kan man oppdatere tilstandsverdiene for oter i Naturindeks for Norge ved hjelp av de estimerte sannsynlighetene for forekomst av oter, og gi en bedre vurdering av usikkerhet knyttet til disse tallene. Likevel viser modellene at usikkerheten i estimatene blir sterk påvirket av om forekomst av oter er bekreftet eller avkrefte. Vi foreslår derfor at det legges feltinnsats i få verifisert forekomst eller fravær av oter – se neste avsnitt. Spesielt bør kommuner langs kysten og i Østerdalen prioriteres for å bekrefte eller avkrefte forekomst for å redusere usikkerheten i modellene. Fordi modellene er basert på en analyse på kommunenivå med en overvekt av registreringer i kystkommunene må i tillegg "fjellkommunene" inkluderes i registreringene. Dette for å unngå misvisning i sannsynlighetene for oterforekomst i elver og innsjøer i innlandet.

Den mest praktiske og kostnadseffektive løsningen for å forbedre datagrunnlaget på den reelle utbredelsen og bestandstetthetsindeksen (antall forventede oter per kvadratkilometer) for oter i Norge vil være å benytte et utvalg av LUCAS-ruter. For å bygge overvåkingsmetodikken på en artsrelevant skala, blir 18x18 km LUCAS-rutene fordelt i 4 9x9 km ruter (heretter kalt 9x9 km LUCAS ruter). Hvilke ruter som skal velges baseres på modellene. Innenfor de utvalgte LUCAS-rutene kan oterforekomst kartlegges basert på funn av ekskrementer ved relativt lett tilgjengelige og egnete bruer. I utvalgte LUCAS-ruter samles det inn ekskrementer for å ekstrahere DNA for identifisering av individer, samt kjønn. Den reelle bestandsstørrelsen kan deretter estimeres basert på gjenfangstraten av kjente individer (truffet i andre ekskrementer) og populasjonsmodeller, slik at forholdet mellom den relative og reelle bestandstettheten kan beregnes. Vi foreslår at registreringene gjennomføres av frivillige, eventuelt i en kombinasjon med SNO personell. Aktuelle frivillige kan søkes rekruttert i allerede etablert nettverk, f.eks. TOV-E, eller eventuelt frivillige knyttet til rovviltovervåkingen. Vi foreslår at det gjennomføres et pilotprosjekt for å teste ut konkret metodikk, gjennomførbarhet samt en kostnadsvurdering før en eventuell overvåking settes i gang.

Nye modellerte bestandsdata, vil også gjøre det mulig å verifisere eller avkrefte oterens status i Norsk rødliste for arter. I Norsk rødliste for arter 2010 er oter nå klassifisert som "Sårbar" basert på nedgangen av død oter registreringene i oterfallviltbasen. Som nevnt over, er det uklart om denne nedgangen skyldes manglende innsending av døde oter, eller en reell nedgang.

Jiska van Dijk (Jiska.van.dijk@nina.no), Roel May (roel.may@nina.no), NINA, NO-7485 Trondheim, Norway

Abstract

Van Dijk, J. & May, R. 2012. Evaluation of the presence data of the otter (*Lutra lutra*) as indicator species in the Nature index and recommendation for a monitoring programme. - NINA Report 749. 33 pp.

The Eurasian otter (*Lutra lutra*) is included in the Norwegian Nature index as an indicator species for both fresh water and coastal ecosystems. The state values for otter as used in the Nature index are based on an expert judgement including a verification of otter presence when dead otters were registered in a specific municipality for a specific period. The registrations are collected in the so-called "Oterfallviltregister" and the database contains registrations of traffic killed and drowned otters collected over entire Norway systematically since 1987. These registrations are used as the only monitoring programme for the otters in Norway per today. However this database is subjected to variation of interest to report and/or to send in skulls or carcasses and it is therefore not waterproof when it comes to true presence or true absence of otters in a particular municipality. To enable to improve monitoring efforts and to improve the state values for the Nature index the registrations of dead otters were modelled with use of Poisson regression. With these models it is possible to objectively predict probabilities of presence in certain areas. In addition it gives us the possibility to identify priority areas to monitor otter presence and changes in population size in the future.

In the "Oterfallviltregister" coastal municipalities are overrepresented. When the three habitat types (i.e. coast lines, rivers, and lakes) are included in the Poisson regression models, while correcting for distance to the coast line, it still became clear that coastal habitats explain most of the otter presence in Norway. The calculated relative population size index (number of expected registrations of dead otters per square kilometre) was highest along the Norwegian coast and decreased inland. Modelled changes in the relative population size index over time showed that the number of registered dead otters has decreased between the year 2000 and 2010 with a dramatic decrease in the period 2006-2010. The model also showed that although the absence of otter can be calculated with high certainty (i.e. for the inland mountain communities), otter presence in coastal municipalities and in Østerdalen is much less certain.

Based on the results it is possible to update the state values for otters as used in the Nature index for Norway. However the models also showed that the probabilities for otter presence are highly affected by confirmed presence and absence data in areas with high uncertainty levels (i.e. coastal municipalities and Østerdalen). These two areas should be prioritized to truly confirm presence and absence. Because the models are based on analyses based on municipality level with a predominance of registrations in coastal municipalities, also the inland mountain communities should be checked if the absence of otters is truly right as the models indicated. In such way a possible bias of otter presence in rivers and lakes in inland Norway is avoided.

A low budget method to improve the data on real population distribution and real population size (index) for the otter in Norway is the use of selected LUCAS cells (4 9x9 km of the original 18x18 LUCAS cells) to verify otter presence or absence. Which cells to select can be based on the model results. Within each cell easy accessible bridges can be selected and otter presence or absence can be verified by the findings of otter spraints under these bridges. A subset of the cells can furthermore be used for collection of fresh otter spraints to be used for DNA subtraction for individual identification. This data can then be used for estimating real population size based on catch – re-catch of the different individuals (traced back in different spraints) and in turn the relation between relative and real population size index can be determined. In this way it will be possible to objectively see for population size changes. It will also be possible to maybe adjust the status of Norwegian otters in the Norwegian species red list. At the moment the otter is classified as "Vulnerable" based on the reduction of dead otter registrations at NINA. As mentioned above it is unclear if this reduction is a reflection of a lack of registrations or a reduction of the actual population

We recommend that volunteers search for otter spraints under bridges in the different LUCAS cells, possibly with help of SNO (Norwegian Nature Inspectorate) personnel. Volunteers can be recruited from the already established network of TOV-E (Terrestrial Monitoring Programme for small bird species) or volunteers involved in monitoring programmes for large carnivores. We furthermore recommend carrying out a pilot project to test the method, to evaluate its feasibility and estimate the costs in more detail before this new monitoring programme will be set up.

Jiska van Dijk (jiska.van.dijk@nina.no), Roel May (roel.may@nina.no), NINA, NO-7485 Trondheim, Norway

Innhold

Sammendrag	3
Abstract	5
Innhold.....	7
Forord	8
1 Innledning.....	9
2 Status: dagens oterovervåking og bruk i Naturindeks.....	10
3 Modellering: leveområders egnethet for oter	16
3.1 Introduksjon	16
3.2 Metodikk.....	16
3.3 Resultater.....	18
4 Diskusjon: verdien for Naturindeks	26
4.1 Oppdaterte tilstandsverdier for oter i Naturindeks	26
4.2 Identifisering prioriteringsområder for kartlegging	27
5 Anbefalinger	29
5.1 Kartlegging av oterforekomst	29
5.2 Overvåking av bestandsendringer.....	31
6 Referanser.....	33

Forord

I Naturindeks for Norge er oter inkludert som en indikatorart både for kystvann og ferskvann. Tilstandsverdiene for oter som er brukt i Naturindeksen 2010 er basert delvis på en ekspertvurdering og delvis på bekreftelsen av forekomst ved registrert oterfallvilt. Antall døde otre som blir registrert i oterfallviltregisteret varierer fra år til år. Dette skyldes antakelig varierende interesse i befolkningen for å melde inn og sende inn døde otre. Oterfallviltregisteret gir derfor ikke et klart bilde på forekomsten av oter og eventuelle endringer i oterbestanden slik det er ønskelig å fange opp i beregningene som brukes i Naturindeks. Ved modellering av oterregistreringene i oterfallviltregisteret gjør det mulig å forbedre beregningene av tilstandsverdiene for oter i Naturindeks, samt å identifisere områder som anbefales til prioritering for nærmere kartlegging av forekomst og bestandsendringer. Prosjektet 'Tilstandsvurdering for forekomst av oter (*Lutra lutra*) som indikatorart i Naturindeks i Norge og anbefaling til overvåkingsmetodikk' ble finansiert av Direktoratet for naturforvaltning.

Trondheim, 15. mai. 2012, Jiska van Dijk

1 Innledning

I Naturindeks for Norge er oteren inkludert som en indikatorart både for kystvann og ferskvann. Tilstandsverdiene for oter som ble brukt i Naturindeksen 2010 er basert på en ekspertvurdering som tilsier at etter totalfredningen i 1982 har oterbestanden spredd seg gradvis sørover, til sammen bekreftelsen av forekomst basert på registrert oterfallvilt (van Dijk 2010). Oterbestanden i Norge kartlegges i dag ved hjelp av registrert oterfallvilt. Metoden er basert på innmeldte døde otre og oterskrotter innsendt til Norsk institutt for naturforskning (NINA). Til tross for offisiell registreringsplikt varierer innsamlingsnivået sterkt. Dette resulterer i stor usikkerhet når det gjelder tolkingen av innsamlingsresultatene i forhold til eventuelle bestandsspredning og endringer. For å forbedre overvåkingsmetoden og tilstandsverdiene for oter som brukes i Naturindeksen blir oterfallviltdata modellert. I tillegg blir modelleringsresultatene brukt for å identifisere områder som bør prioriteres for kartlegging av forekomst av oter. I løpet av høsten 2012 vil noen av disse områdene bli benyttet til å bekrefte forekomst i forhold til modelleringsresultatene og for å se hvordan forekomst av oter er lettest å bekrefte i felt med hensyn til kostnadseffektivitet og for å kunne anbefale feltmetode som anbefales for å overvåke bestandsendringer.

Formålet med prosjektet er å forbedre tilstandsvurdering for forekomst av oter i Naturindeks og for å komme med anbefaling til en kostnadseffektiv og vitenskapelig forsvarlig overvåkingsmetodikk for å overvåke bestandsendringer. Det utføres en gjennomgang av den mest egnede statistiske modelleringsmetoden som tar hensyn til oterens geografiske leveområder samt egenskapene til det innsamlete datamaterialet. Modelleringsarbeidet vil dermed produsere ny kunnskap om oter med hensyn til både funnsteder og artens leveområder i tid og rom i Norge. Prosjektet skal dermed resultere i forbedrede tilstandsverdiene for oter i Naturindeks for Norge.

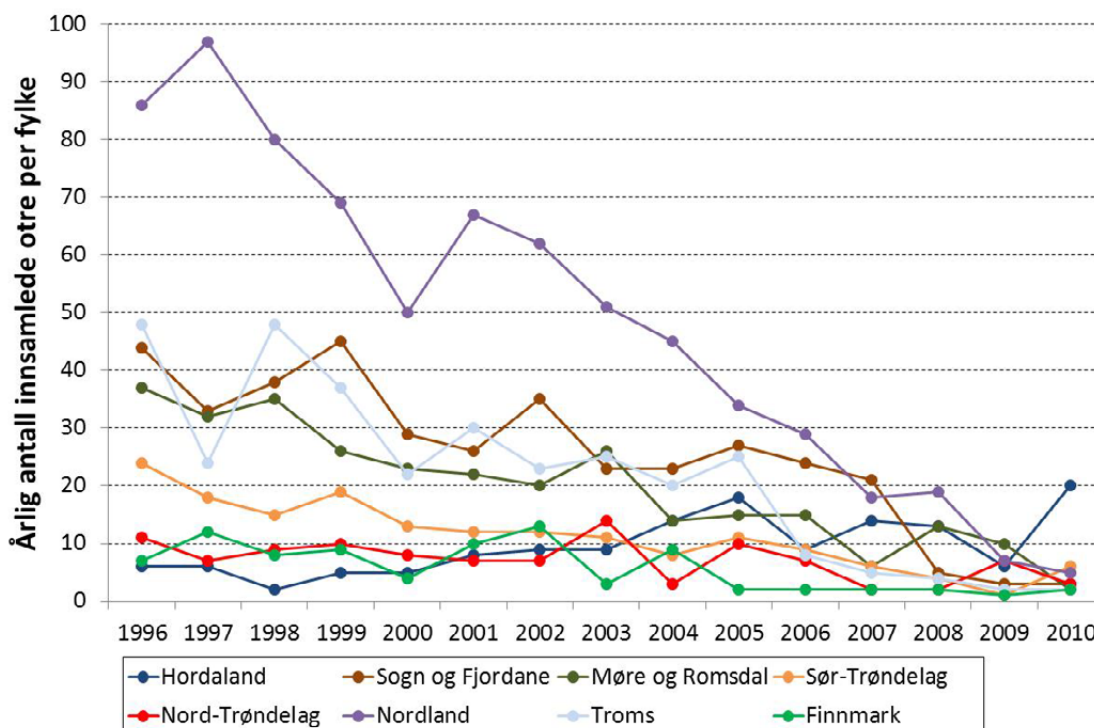
2 Status: dagens oterovervåking og bruk i Naturindeks

Oterfallviltregister

Oterbestanden i Norge overvåkes ved hjelp av registrert fallvilt (van Dijk et al. 2011, van Dijk et al. 2012). Dette er en metode som er basert på innmeldte døde otre og innsendte oterskrotter til Norsk institutt for naturforskning (NINA). Innsamling av materiale fra døde otre er hovedsakelig fra fallvilt som autoriserte preparanter er pålagt å sende inn. I tillegg kommer det også en del hele otre fra fiskeoppdrettsanlegg som har fått tillatelse til å felle otre, samt direkte fra fylkesmenn, kommuner og privatpersoner.

Allerede i 1971 startet en sporadisk innsamling av døde otre. Dog i 1987 startet en systematisk innsamling via preparanter. Fra 1987 og frem til 1996 ble søknader om preparering av oterfallvilt behandlet direkte hos Direktoratet for naturforvaltning (DN). Fra 1996 og frem til 2005 ble søknadene behandlet hos Fylkesmannen i preparantens fylke. Fra og med 2005 ble preparerte otre registrert i et sentralt dataregister hos DN og søknadene behandles der. Etter denne siste omleggingen av systemet for søknader om utstoppingstillatelse i 2005 har NINA mottatt et varierende antall dyr hvert år. Det antas at dette skyldes en midlertidig forsinkelse i innsendingen. Tendensen per i dag er at NINA mottar et lavt tall i ett år fulgt av et høyere tall året etter. Dette skjer antakelig fordi preparanter men også fylkesmenn og Statens Natur Oppsyn (SNO) samler opp en del otre før man sender et større antall otre til NINA.

Selv om en tar høyde for en forsinkelse i innsendingen blir gjennomsnittlig antall innsendte otre per år lavere etter 2005. I perioden 1987 til 1995 mottok NINA i gjennomsnitt 198 otre per år. Fra 1996 til 2005 fikk NINA i gjennomsnitt 213 otre per år. Etter 2005 har NINA mottatt i gjennomsnitt 67 otre per år. **Figur 1** viser nedgangen i antall innsamlede døde otre per kystfylke (Hordaland og nordover) for perioden 1996-2010.



Figur 1. Årlig antall innsamlende døde otre per kystfylke (Hordaland og nordover) for perioden 1996 – 2010.

Naturindeks

Oterens utbredelse er i dag begrenset til de nordlige og sentrale delene av Norge (kyst og innland) og det er kun noen få individer i områder sør for Bergen. Oteren er kjent for å holde til i kystområder, men finnes også i innlandet. Oterbestanden har et stort potensial som indikator for tilstanden til akvatiske miljøer (vassdrag, strand og fjordsystem). Potensialet er betydelig fordi oteren er en relativt stedbunden predator på toppen av den akvatiske næringskjeden. Oteren er også en viktig indikator for andre (grupper av) arter i økosystemet.

Oteren er det eneste nye pattedyret som er foreslått som overvåkings- og ansvarsart fra prosjektgruppa som har evaluert det nasjonale programmet for kartlegging og overvåking av biologisk mangfold - trua arter (Sverdrup-Thygeson, Brandrud et al. 2008). I Naturindeks for Norge er oteren en indikatorart både for kyst og ferskvann (van Dijk 2010). Separate ekspertvurderinger gjøres for kystvann og for ferskvann. Naturindeksen beregner for hver indikatorart den såkalte "*relative mean species abundance*" (MSA; gjennomsnittlig relativ bestandsstørrelse av arter i forhold til en referansetilstand); som er et skalert tilstandsmål mellom 0 og 1 (Nybø et al. 2008). Oter er den eneste pattedyrarten som inngår i som indikator i naturindeks for økosystemene kystvann-bunn og ferskvann, og dermed er det viktig å forbedre datasettene for oter slik at naturindeksen opprettholder en god spredning av indikatorer på ulike artsgrupper. Måleenheten for oterens relativ bestandsstørrelse er sannsynligheten for forekomst ("*presence probabilities*", jf. Certain & Skarpaas 2010), basert på forekomst-fraværdata med en referansetilstand lik 1.

Hovedkildene til tilstandsvurderinger av oter brukt i Naturindeksen er basert på kunnskapen om at oteren etter totalfredning i 1982 spredte seg nordover og sørover fra Nordland. Grensen i sør for oterkystbestanden inkluderte i 1990 Møre & Romsdal, mens den i 2000 også inkluderte Sogn og Fjordane (Heggberget 1996). Etter 2000 spredde bestanden av oter seg gradvis i sørover til Hordaland og oterfallviltprosjektet har nå fått de første bekræftelsene på at det er yngling av oter sør for Bergen (pers. komm. van Dijk). Dermed ble den sørlige grensen for oterbestanden i 2010 satt til sør for Bergen. For bestanden av innlandsoter ble for de ulike periodene den sørlige grensen satt fra kystfylkene Møre & Romsdal (for 1990), Sogn og Fjordane (for 2000) og Hordaland (for 2010) i retning svenskengrensen. I Naturindeksen ble tilstanden for oter ekspertvurdert basert på et ordinal klassifisering av forventet forekomst i kommunene. For hvert år forekomsten av oter ble vurdert i Naturindeks (dvs. 1990, 2000 og 2010) fikk alle kommuner nord for den sørligste grensen tilstandsverdien 0,5 som utgangspunkt og alle kommuner sør for denne sørligste grensen fikk tilstandsverdien 0,0. Imidlertid hvis oterfallviltregisteret bekreftet forekomst av oter med 1 eller flere døde otre i en bestemt kommune (uansett nord eller sør for grensen) ble tilstandsverdien økt med 0,25 der det var 1 registrerte oter og økt med 0,5 for 2 eller flere døde otre. I denne vurderingen ble summen av registrerte døde otre i oterfallviltregisteret for en 5-års periode benyttet, for eksempel for 1990 betyr det at summen av registrerte døde otre ble brukt som var registrert mellom 1986 og 1990.

På grunn av varierende interesse for å stoppe ut døde otre og varierende interesse for å melde inn døde otre gir ikke bekreftelsen på forekomst fra oterfallviltregisteret et fullstendig bilde over eventuelle endringer i oterbestanden slik man ønsker å fange opp i beregninger for Naturindeks. Det er sannsynlig at antall innlandsoter blir underestimert fordi få innlandsoter blir drept i trafikken og det derfor er lite sannsynlig at de sendes inn. I områder der en finner oter i innlandet er det ofte tett vassdragsinfrastrukturene og oteren trenger ikke nødvendigvis å krysse veier. I kystområdet dominerer drukninger i fiskeruser samt påkjøring spesielt på veier som går parallelt med kystlinjen. Kystoter trenger ferskvann for å rense pelsen og drikke og må derfor ofte krysse vei for å finne ferskvann (Kruuk 2008).

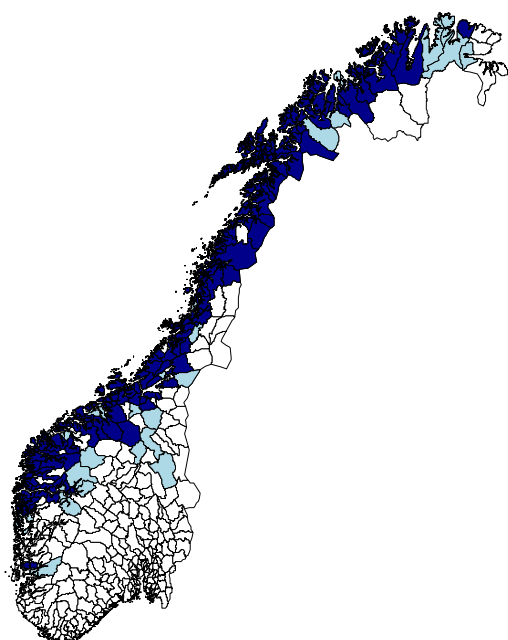
Hjorteviltregister og artsobservasjonen

Funn av oter registreres også i Hjorteviltregisteret og i Artsobservasjoner. Hjorteviltregisteret (www.hjortevilt.no) drives av Naturdata AS på oppdrag fra DN og ivaretar data fra jakt på hjortevilt og bever, samt opplysninger om fallvilt av utvalgte arter blant annet oter. Artsobservasjoner (www.artsobservasjoner.no) er en uavhengig felles tjeneste for rapportering av artsfunn. I Artsobservasjoner finnes synsobservasjoner, samt spor og tegn av oter og noen få funn av død oter. I Hjorteviltregisteret er det hovedsakelig personell fra kommunene som registrerer oterfallvilt og Artsobservasjoner blir mer og mer brukt av personell fra Statens naturoppsyn (SNO). I analysene ble kun data fra disse databasene fra 2006 til og med 2010 tatt med fordi oppstartsåret for Artsobservasjoner var 2005. Oterdata i Hjorteviltregisteret tilsvarer 212 observasjoner (død oter) og oterdata i Artsobservasjonen ligger på 771 observasjoner (kun synsobservasjoner inkludert). Fordelen med både Hjorteviltregister

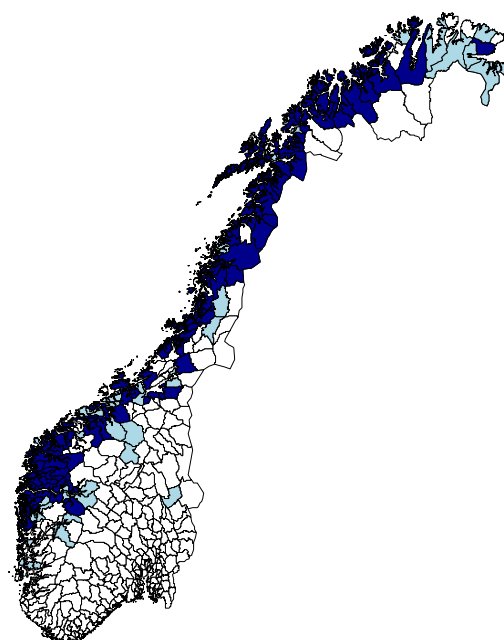
og Artsobservasjoner er at nøyaktig sted registreres i form av koordinater mens for NINAs fallviltregister kommer de fleste døde otre inn med stedregistrering kun på kommune nivå.

Når man kartlegger datasettene viser spesielt Oterfallviltregisteret ("FV_" i figurene) en nedgang i antall otre i perioden 2006-2010 etter at det sentrale dataregisteret hos DN ble opprettet (**Figur 2c** vs **Figur 2b** og **2a**). Dog hvis man samler alle registreringer i perioden 2006-2010 (dvs. Artsobservasjoner, Hjorteviltregisteret og Oterfallviltregisteret) da ligner bestandsutbredelsen på den fra perioden 1996-2010. (**Figur 2f** vs **Figur 2d**). Dermed påvises at oterbestanden har vært relativt stabil med hensyn til utbredelse med unntak av nye meldinger rundt Oslofjorden. Det er interessant å nevne at de fleste observasjonene i Artsobservasjoner og Hjorteviltregisteret er fra kystområdene på samme måte som i Oterfallviltregisteret (**Figur 2f** vs **Figur 2c**).

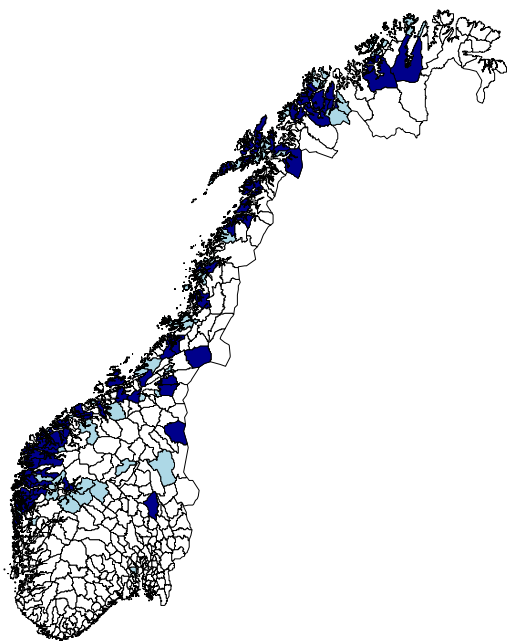
Figur 3a og 3b viser de positive og negative trendene for de ulike kommunene. En positiv trend oppstår når flere otre er blitt registrert i gjeldende periode i forhold til perioden før og en negativ trend oppstår når færre otre er blitt registrert i gjeldende periode i forhold til perioden før. De fleste kommunene langs kysten viser en negativ trend. Likevel, når data fra Hjorteviltregisteret og Artsobservasjoner sammenliknes med Oterfallviltregisteret (for perioden 2006-2010; **Figur 3c**) snur trenden til positiv med flere otre registrert i Hjorteviltregisteret og Artsobservasjoner enn i Oterfallviltregisteret.



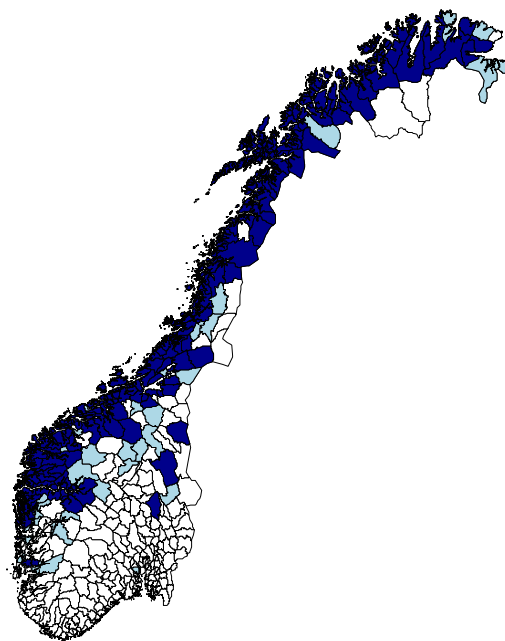
Figur 2a: FV_96-00



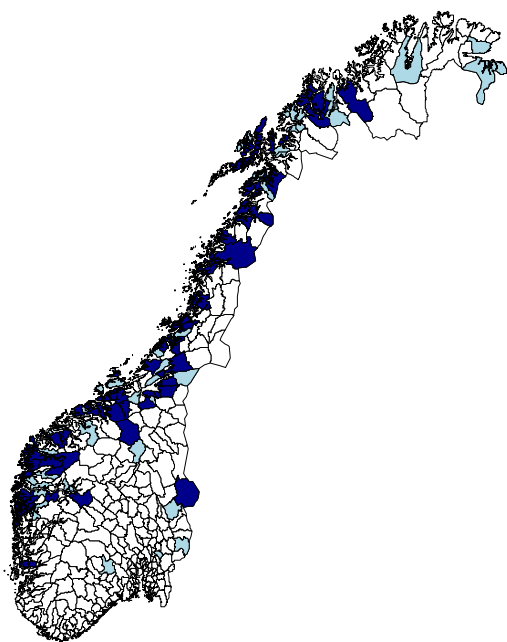
Figur 2b: FV_01-05



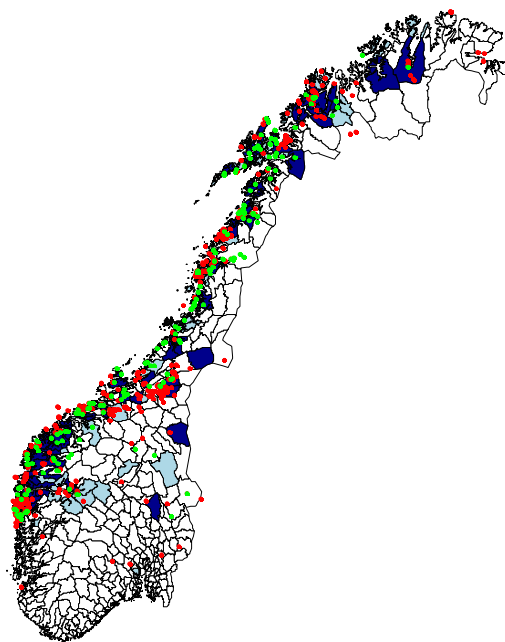
Figur 2c: FV_06-10



Figur 2d: FV_96-10

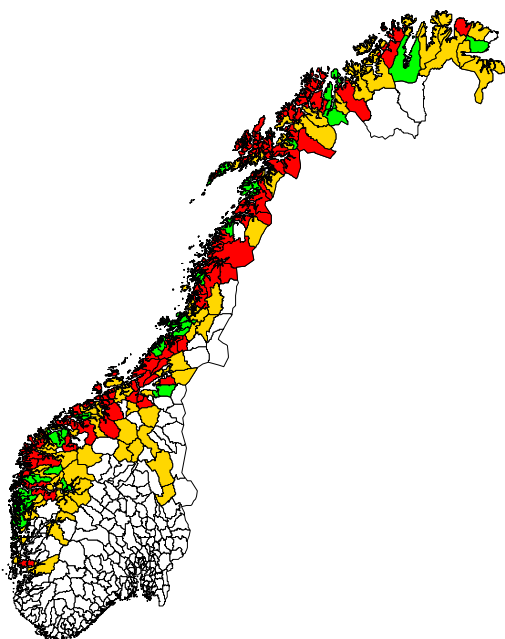


Figur 2e: OBS_06-10

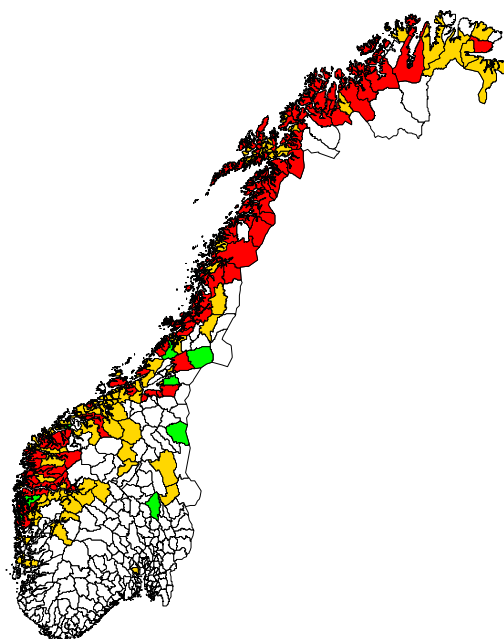


Figur 2f: FV_06-10 vs OBS_06-10

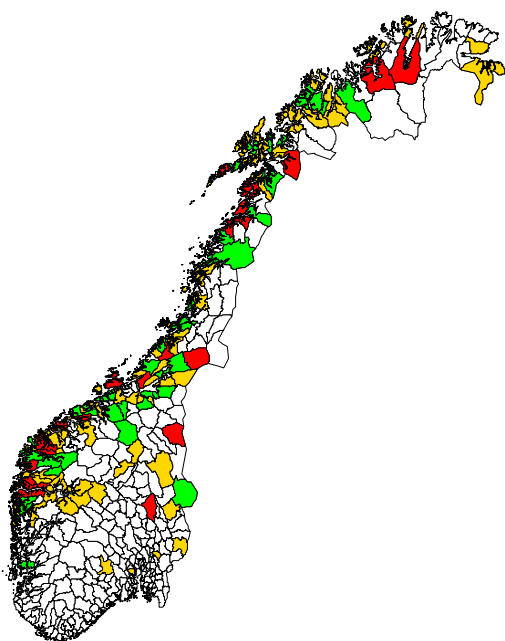
Figur 2a - 2f. Oterens utbredelse i Norge basert på eksisterende data (Oterfallviltregister ("FV_"), Hjorteviltregisteret og Artsobservasjoner ("OBS_")) for forskjellige perioder mellom 1996 – 2010. Lysblå indikerer kommuner hvor det har blitt registrert kun én oter i hele perioden. Mørkblå indikerer kommuner med flere registreringer. Nederst til høyre (Fig 2f) er utbredelsen basert på Oterfallvilt i 2006 – 2010 sammenlignet med distribusjon av observasjoner registrert i Artsobservasjoner (rød) og Hjorteviltregisteret (grønn).



Figur 3a: FV_96-00 vs FV_01-05



Figur 3b: FV_01-05 vs FV_06-10



Figur 3c: OBS_06-10 vs FV_06-10

Figur 3a-c. Endringer i utbredelsen av oter i Norge når man sammenligner Oterfallviltregistreringer i en tidsperiode med den foregående tidsperioden, samt forskjellen mellom observasjoner (Hjorteviltregisteret og Artsobservasjoner: "OBS_") og Oterfallviltregisteret ("FV_") i tidsperioden 2006 – 2010. Kommuner i rødt har en negativ trend (endring større enn -1 registrering), kommuner i grønn har en positiv trend (endring større enn +1 registrering), og kommuner i oransje har et stabilt antall registrering.

3 Modellering: leveområders egnethet for oter

3.1 Introduksjon

Oterfallviltregisteret bekrefter forekomst av oter i de ulike kommunene; dette betyr at mangelen på registrerte otre ikke nødvendigvis betyr at det ikke finnes oter i disse kommunene (dvs. "*presence-only*"). Innsamlingsnivået varierer sterkt i dagens oterovervåking basert på Oterfallviltregister på grunn av varierende interesse i befolkningen for å stoppe ut oter og varierende interesse for å melde inn døde dyr. Hvorvidt bekreftet forekomst gjenspeiler den faktiske utbredelsen av oter i Norge er dermed usikkert. Data fra Oterfallviltregisteret som er brukt i Naturindeksen gir dermed ikke tilstrekkelig kunnskap til å kunne identifisere bestandsendringer objektivt. Vi har derfor modellert oterfallviltdataene med relevante forklarende variabler for å predikere sannsynligheten av oterforekomst i ulike områder og for å identifisere områder som foreslås prioritert for å kartlegge forekomsten av oter nærmere. Modelleringen viser usikkerhetsnivået i datamaterialet. Dette kan bidra til å forbedre framtidig innsamlingsinnsats og redusere usikkerheten. I tillegg kan modelleringen anvendes for å indikere områder som er egnet for oter. Modelleringen gir dermed en bedre presisjon enn de beregningsbetingelsene som er tatt med i Naturindeksen (dvs. endringene i sørgrensen for kystbestanden over tid og dermed endringene i grensen for innlandsoter i retning svenskegrensen (se kapittel 2 under avsnittet "Naturindeks"). Modelleringen skal evaluere endringer i oterbestanden i tid og rom ved å analysere dagens data, samt eldre data.

3.2 Metodikk

Gjennom Oterfallviltregisteret får NINA årlig inn otre fra ulike kommuner i Norge. For å finne ut om det er sannsynlig at det er oter i de kommunene som ikke er registrert i Oterfallviltregisteret, har vi modellert forekomsten av oter i Norge basert på eksisterende data i Oterfallviltregisteret (perioden 1996-2010). Modelleringen begrenser seg til å inkludere kun antall registrerte otre per kommune (fra 0 til flere) innenfor den kjente utbredelsen. Utbredelsen er her definert som alle kommunene hvor det har blitt innmeldt minst én observasjon i én av de tilgjengelige databasene (Oterfallviltregister, Hjorteviltregisteret, Artsobservasjoner) i perioden 1996-2010. Modellen er kjørt for antall otre registrert i Oterfallviltregisteret i tre ulike perioder: 1996-2000, 2001-2005 og 2006-2010. Disse periodene sammenfaller med periodeinndelingen som er anvendt i Naturindeksen for Norge (van Dijk 2010). For perioden 2006-2010 er det i tillegg kjørt en modell for observerte otre registrert i Hjorteviltregisteret og Artsobservasjoner tilsammen. Dette for å teste om disse har sammenfallende resultater i henhold til oterfallviltregisteret.

Forventet forekomst av oter i kommunene er modellert ved hjelp av Poisson regresjon med en "offset" for å kontrollere for landarealet i kommunene (log-transformert). Landarealet ble tatt med i modellene som "offset" fordi antall registrerte otre, og reell bestandsstørrelse, er

en funksjon av landareal. Dette muliggjør analyse av både absolutt forekomst (antall otre, hvor forekomst tilsvarer minst én observasjon) og relativ bestandstetthetsindeks (antall forventede registrerte døde otre per kvadratkilometer), og endringer i disse. Her er det viktig å påpeke at den relative bestandstetthetsindeksen ikke er det samme som den reelle bestandstettheten (antall forventede levende otre per kvadratkilometer), selv om antall innsamlet fallvilt er relatert til bestandsstørrelse. Forholdet mellom bestandsstørrelse (N) og antall registrerte otrer i Oterfallviltregisteret (n) avhenger av flere (ukjente) sannsynlighetsfaktorer: 1) sannsynligheten for å bli drept, 2) sannsynligheten for å bli funnet og 3) sannsynligheten for å bli innsamlet ($n = N \times P_1 \times P_2 \times P_3$; Heggberget 1998). Likevel muliggjør den relative bestandstetthetsindeksen en analyse av bestandsutviklingen i rom og tid.

Det er også viktig å påpeke at den relative bestandstetthetsindeksen (antall forventede registrerte døde otre per kvadratkilometer) som er gitt i denne rapporten heller ikke er sammenlignbar med bestandsindeksen brukt av Heggberget (Heggberget 2007, Heggberget et al. 2007). Bestandsindeksen fra Heggberget (Heggberget 2007, Heggberget et al. 2007) baseres kun på et avvik av antall innsamlede påkjørte otre per år med trafikkindeksene for landsdelene (data fra Statens vegvesen) og multiplisere verdiene for de siste seks årene med korreksjonsfaktorer for forsinket innsending av fallvilt.

Modellene inkluderer både habitatparametere og observatørparametere. Sistnevnte parameter påvirker antall registrerte otre (dvs. forventet økning) uten at dette er relatert til biologien (Phillips m.fl. 2009), og er tilknyttet *kilometer veistrekning* og *trafikkintensitet* (dvs. antall registrerte kjørekilometer per kilometer veistrekning) innen kommunene (Heggberget 1998; kilde: SSB). Ved å ta med disse observatørparameterne blir det kontrollert for en romlig skjevhet i datamaterialet. Habitatparametere omfatter *kilometer naturlig og menneskepåvirket kystlinje*, *kilometer naturlig og menneskepåvirket elvestrekning*, og *naturlig og menneskepåvirket innsjøareal (km²)* (kilde: SSB). Kystlinje, elvestrekning og innsjø innenfor 100 meter fra bygninger er definert som menneskepåvirket. Habitatparameterne og kilometer veistrekning er inkludert i modellene relativt i forhold til landarealet i kommunene (dvs. pr. km² landarealet). I tillegg ble det tatt med to klimarelaterte parametere som påvirker blant annet nedbørsmengde og vannføring, vanntemperatur og isdannelse i vassdragene: *gjennomsnittshøyde over havet (m) i kommunene* og *gjennomsnittsavstand fra kysten (km)* (kilde: Statens Kartverk). Forventede ikke-lineære effekter for de to sistnevnte parametere er tatt med i modellene ved hjelp av såkalte "*restricted cubic splines*". Denne metoden er en enkel og fleksibel måte for å inkludere forklaringsvariabler i en kontinuerlig ikke-lineær måte i et bredt spekter av modeller, og er definert til å være lineær før 10%-fraktilen, kubisk rundt 50%-fraktilen og lineær etter 90%-fraktilen (Harrell 2001). Habitat- og observatørparameterne hadde en lineær relasjon med antall registrerte otre.

Modellenes stabilitet og kvalitet er kontrollert ved hjelp av en 10-fold kryssvalidering. I en kryssvalidering fordeles hele datasettet i ti like store subsetter, hvor ni av disse er brukt til å lage en valideringsmodell som er anvendt for å predikere det utelatte tiende subsettet. Deretter er de validerte verdiene sammenlignet med de aktuelle verdiene fra modellen ved

hjelp av den såkalte "*root mean square deviation*" (RMSD) og Spearman korrelasjon. Denne prosedyren gjentas ti ganger for enhver subsett; hvorefter det beregnes gjennomsnittsverdier (og standardavvik) for begge kvalitetsparametere (RMSD og Spearman korrelasjon).

Til slutt er modellene ekstrapolert til hele Norge for å visualisere forventet forekomst av oter, og dermed dens utbredelse, i de forskjellige periodene. Innenfor kommuner med minst én forventet forekomst, er den relative bestandstetthetsindeksen (predikert antall registrerte døde oter per kvadratkilometer) og den tilknyttede usikkerheten visualisert. Forventet relativ bestandstetthetsindeks er gruppert i tre klasser basert på 33%-fraktilen (dvs. tertilen) av tetthetsdistribusjonen: lav (1. tertil: <33 %), middels (2. tertil: ≥33 % og <67 %) og høy (3. tertil: ≥67 %) tetthet.

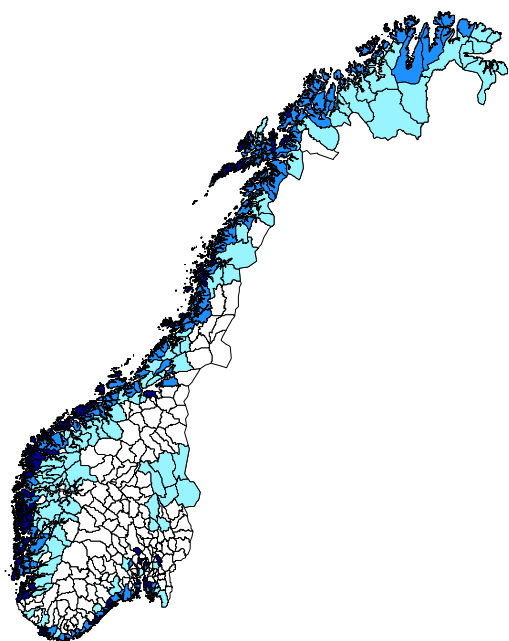
For å se på bestandsendringer over tid ble modellene også kjørt ved å ta et femårstidsvindu som forflyttes med ett år om gangen i tidsperioden 1996 – 2010. Fra disse modellene ble det beregnet den forventete relative bestandstetthetsindeksen for 2000 (dvs. for perioden 1996 – 2000), 2001 (dvs. for perioden 1997 – 2001) osv. til og med 2010 (dvs. for perioden 2006 – 2010).

3.3 Resultater

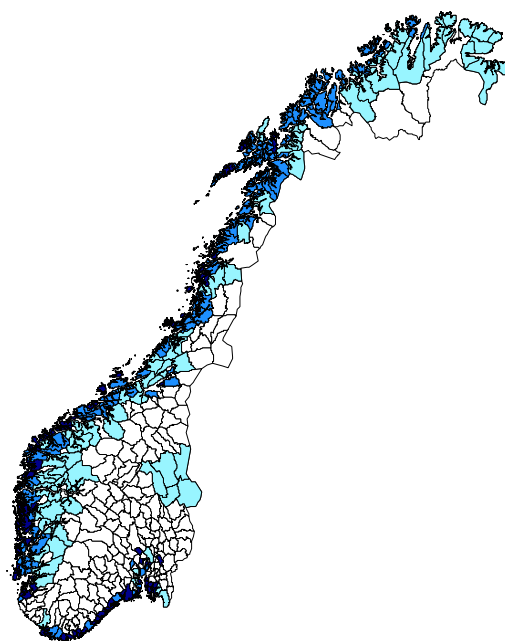
Modelleringen av oterforekomst i kommunene, innenfor den kjente utbredelsen (se **Figur 4** – nederst til høyre), viser betydningen av kysten for oter i Norge. Av de tre forskjellige typer habitat – kyst, elv og innsjø – forklarer kystlinjen mest "devians" (dvs. avvik fra gjennomsnittet) i modellene (**Tabell 1**), dvs. kystlinjen gir høyest "devians" av disse tre habitat. Grunnet til at menneskepåvirket habitat scorer høyere enn naturlig habitat sannsynligvis skyldes at det er der oter oftest blir observert, funnet og innsamlet. Unntaket er naturlige elvestrekninger som viser en, uventet, negativ effekt. Dette kan skyldes den negative korrelasjonen mellom naturlige elvestrekninger og kilometer veistrekning (-0,29) og dermed mindre bruk av mennesker. For observasjonene (Artsobservasjoner og Hjorteviltregister) har naturlige elvestrekninger en positiv effekt. Forventet oterforekomst viser en negativ eksponentiell kurve for avstand fra kysten; med sterkest nedgang innenfor de første 20-25 kilometer fra kysten. Forventet oterforekomst har et optimum ved cirka 400-500 meter over havet, men effekten er ikke sterk. De fleste oterfunn er trafikkofre, noe som kan forklares av tettheten av veinettet (kilometer veistrekning pr. km² landareal) men ikke trafikkintensitet (kjørekilometer pr. kilometer veistrekning) i kommunene.

Det er dermed forventet at det kan forekomme oter i de fleste kystkommuner og kystnære kommuner i Norge, samt kommunene rundt Østerdalen (**Figur 4**). Den relative bestandstetthetsindeksen er høyest ved kysten og avtar innover landet. I perioden 2006 – 2010 var bestandstetthetsindeksen i midtre Østerdalen høyt, noe som er synlig i både oterfallviltregisteret og til dels i observasjonene. Dette kan muligens tyde på en reell økning i be-

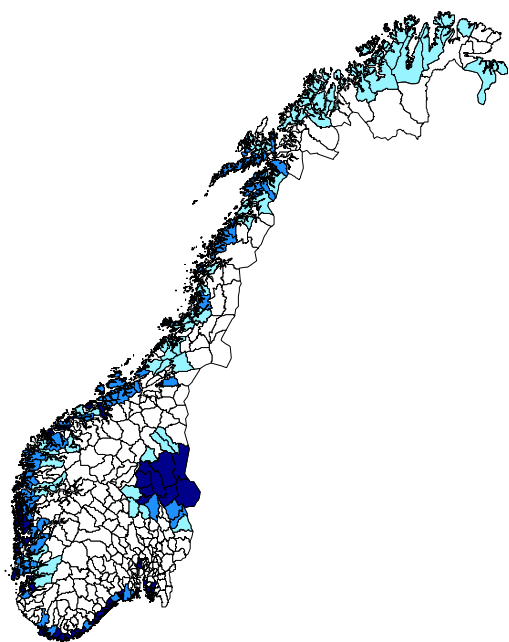
standstettheten i regionen. De modellerte endringene i relative bestandstetthetsindeksen over tid (**Figur 5**), viser at antallet registrerte otter har gått ned i Norge fra år 2000 og frem til 2010, med den desidert raskeste nedgangen i perioden 2006 – 2010.



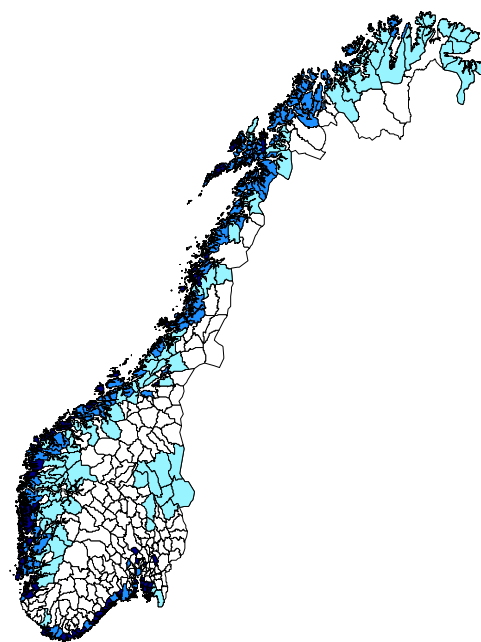
Figur 4a: FV_96-00



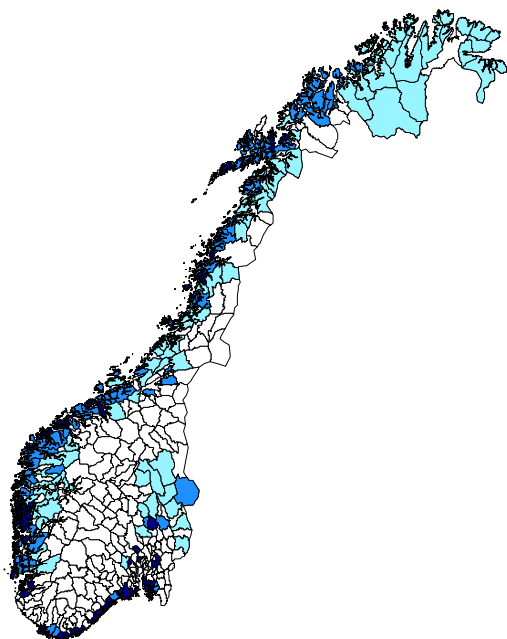
Figur 4b: FV_01-05



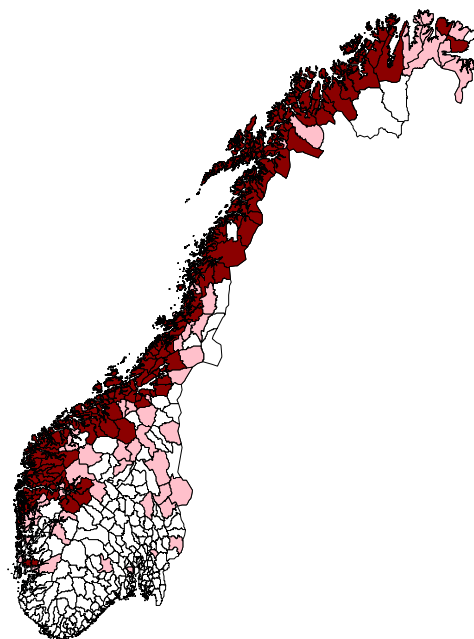
Figur 4c: FV_06-10



Figur 4d: FV_96-10



Figur 4e: OBS_06-10



Figur 4f: Registrert 96-10

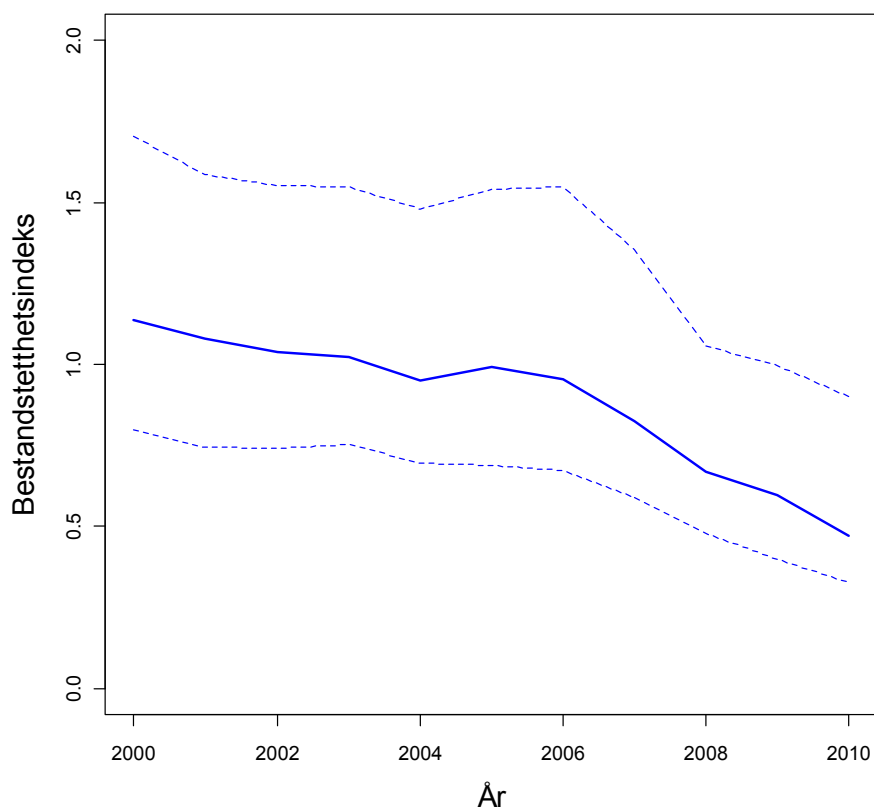
Figur 4a – 4f. Modellert relative bestandstetthetsindeks innenfor den forventede oterutbredelsen (kommuner med minst én modellert observasjon) i Norge basert på eksisterende data (Oterfallviltregisteret ("FV_"), Hjorteviltregisteret og Artsobservasjoner ("OBS_")) for forskjellige perioder i 1996 – 2010. Høy tetthet (3. tertil: $\geq 67\%$) er angitt i mørkblå; middels tetthet er angitt med blå (2. tertil: $\geq 33\%$ og $< 67\%$); lav tetthet er angitt med lysblå (1. tertil: $< 33\%$). Nederst til høyre (Fig 4f) angis kommuner med registrerte otre i perioden 1996 – 2010 (mørkrød ≥ 3 , rosa < 3 ; dvs. mer / mindre enn én observasjon pr. femårsperiode).

Tabell 1. Modelleringsresultater for oterforekomst i Norge basert på eksisterende data (Oterfallviltregisteret ("FV_"), Hjorteviltregisteret og Artsobservasjoner ("OBS_")) for forskjellige perioder mellom 1996 – 2010. For hver variabel er forklart "devians" angitt, samt "deviansen" forklart av hele modellen både summert og prosentuell reduksjon i "deviansen" i nullmodellen (dvs. kun "intersept"). Tegnet viser om variabelen er positiv eller negativ korrelert med oterforekomst. Kryssvalideringsresultatene antyder både som gjennomsnittlig "root mean square deviation" (RMSD) og Spearmans rangkorrelasjon. De siste radene gir medianen og tertilene av den modellerte bestandstetthetsindeksen i Norge; her er det kun inkludert kommuner med minst én predikert forekomst (=utbredelsen).

Modellvariabler	df	Devians				
		FV_96-00	FV_01-05	FV_06-10	FV_96-10	OBS_06-10
Intersept [†]		-2269.54	-1726.31	-1059.92	-4339.45	-1812.21
Veistrekning/km ²	1	372.99	330.02	234.71	926.52	429.35
Trafikkintensitet	1	-121.92	-68.32	-47.01	-236.12	-14.12
Menneskepåvirket kystlinje/km ²	1	127.80	117.97	140.09	370.49	225.13
Naturlig kystlinje/km ²	1	29.38	16.45	-0.04	35.37	1.01
Menneskepåvirket elvestrekning/km ²	1	-25.04	7.06	8.37	15.58	-3.85
Naturlig elvestrekning/km ²	1	-140.23	-102.90	-15.61	-259.83	54.49
Menneskepåvirket innsjøareal/km ²	1	14.66	1.58	0.64	13.78	4.58
Naturlig innsjøareal/km ²	1	-0.00	-0.00	-1.65	-0.33	-22.72
Avstand fra kysten [‡]	2	-424.95	-348.32	-139.60	-882.29	-108.54
Høyde over havet [‡]	2	25.43	4.98	2.50	29.47	11.25
Totalt	12	987.13	728.70	469.71	1569.65	937.16
Prosentuell reduksjon i devians		57 %	58 %	56 %	64 %	48 %
Kryssvalidering:						
RMSD ± standardavvik		0.04 ± 0.07	0.02 ± 0.03	0.02 ± 0.05	0.01 ± 0.01	0.02 ± 0.04
Spearman korrelasjon ± standardavvik		0.90 ± 0.30	0.88 ± 0.30	0.90 ± 0.30	0.90 ± 0.30	0.87 ± 0.29
Forventet femårig tetthetsindeks (pr. 100 km²) innenfor utbredelsen:						
Median		1.14	0.99	0.47	0.90	0.46
1. tertil (<33 %)		0.02 – 0.80	0.05 – 0.69	0.06 – 0.33	0.04 – 0.64	0.01 – 0.31
2. tertil (≥33 % og <67 %)		0.80 – 1.70	0.69 – 1.54	0.33 – 0.90	0.64 – 1.40	0.31 – 0.89
3. tertil (≥67 %)		1.70 – 9281	1.54 – 116	0.90 – 957	1.40 – 283	0.89 – 406805

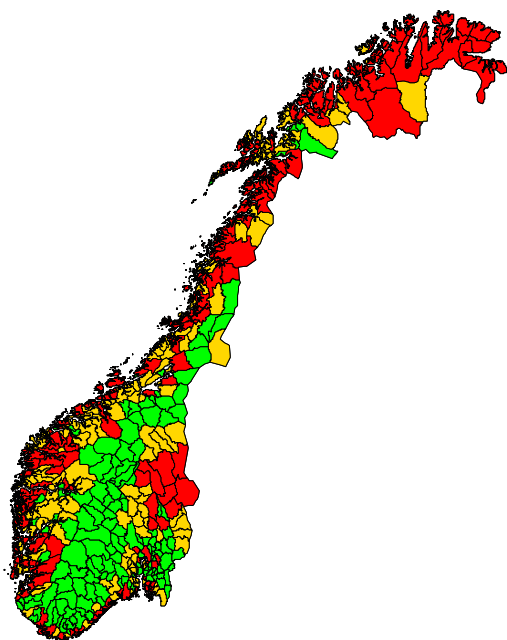
[†] her antyder det den totale deviansen i en modell som kun inneholder en intersept.

[‡] dette inkluderer den ikke-lineære effekten. En positiv tegn indikerer en konveks relasjon; negativ indikerer en konkav relasjon.

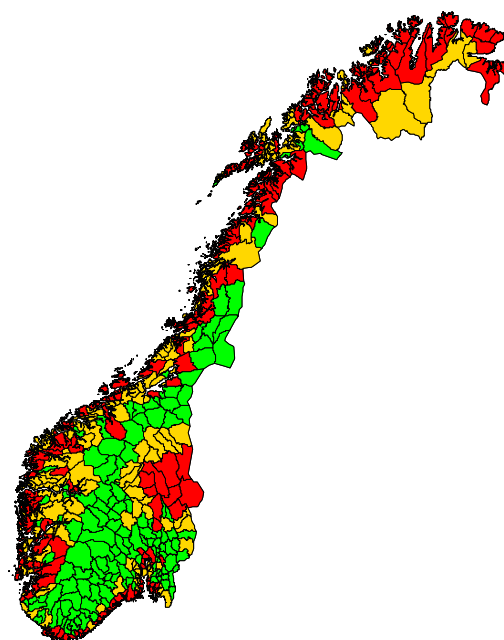


Figur 5. Predikert femårig relative oterbestandstetthetsindeks (antall pr. 100 km²) for Norge, basert på et årlig forflyttet femårs tidsvindu. Senterlinjen angir medianen, mens de stipulete linjene angir 2. teril ($\geq 33\%$ og $< 67\%$).

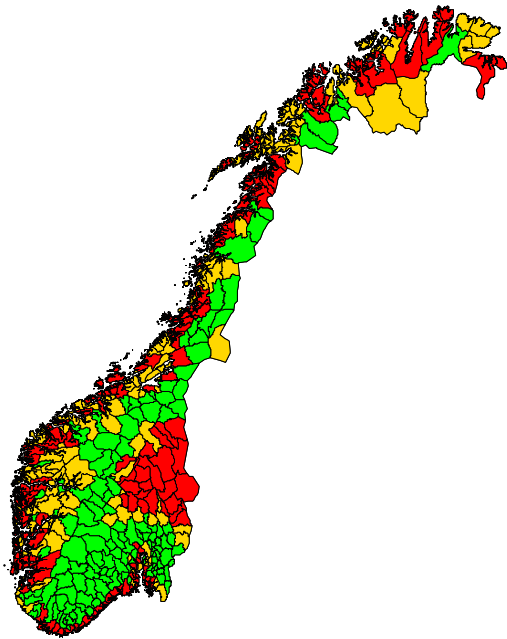
Modellene viser samtidig at fraværet av oter stort sett kan fastsettes med god sikkerhet (dvs. oterfraværet i fjelltraktene, i grønt, se **Figur 6**), mens usikkerheten i modellen øker der de er (forventet) tilstede. Dette er ikke uventet at usikkerheten er større (varians) i kommuner med forekomst av oter, der andelen tilgjengelig habitat ikke nødvendigvis resulterer i tilsvarende tilstedeværelse og tetthet av oter. Av kommunene uten predikert oterforekomst basert på Oterfallviltregisteret i perioden 2006-2010 hadde 50 % ingen observasjoner registrert i Artsobservasjoner og Hjorteviltregisteret i samme tidsperioden ("sant negativ"), mens 11 % av disse hadde observasjoner ("falsk negativ"). Av kommunene med predikert oterforekomst hadde 15 % minst én observasjon registrert i Artsobservasjoner og Hjorteviltregisteret ("sant positiv"), mens 24 % ikke hadde det ("falsk positiv"). Her kommer det samme bildet fram, hvor det må nevnes at observasjonene er romlig sterk klynget (se også **Figur 7**).



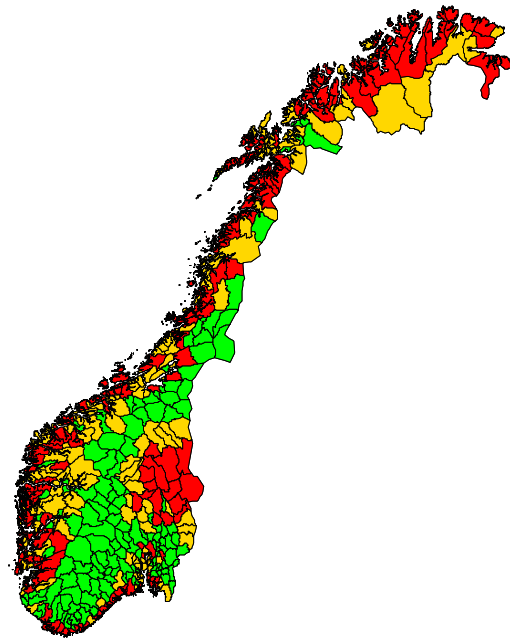
Figur 6a: FV_96-00



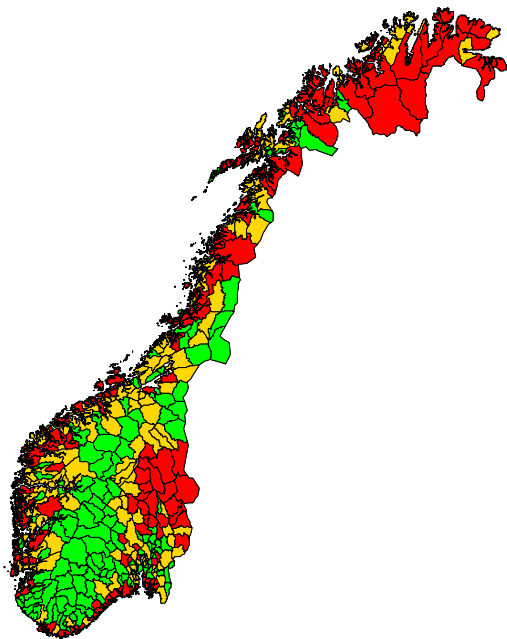
Figur 6b: FV_01-05



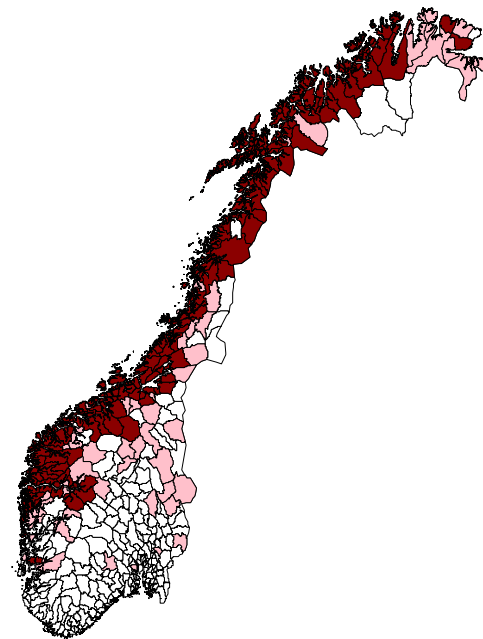
Figur 6c: FV_06-10



Figur 6d: FV_96-10

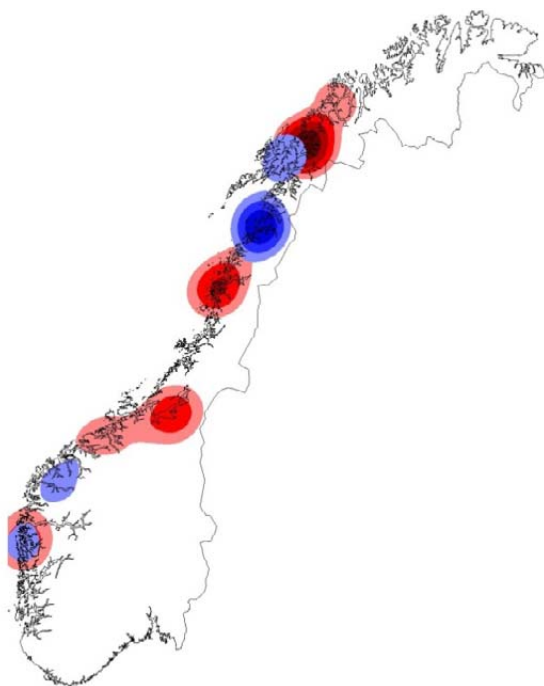


Figur 6e: OBS_06-10



Figur 6f: Registrert 96-10

Figur 6a – 6f. Modellerte usikkerhetsnivåer (standardfeil) for forventet oterforekomst i Norge basert på eksisterende data (Oterfallviltregister ("FV_"), Hjorteviltregisteret og Artsobservasjoner ("OBS_")) for forskjellige perioder i 1996 – 2010. Legende: Grønn = lav usikkerhet (1. tertil (≥ 0 % og < 33 %); Oransje = middels usikkerhet (2. tertil (≥ 33 % og < 67 %); Rød = høy usikkerhet (3. tertil (≥ 67 %)). Nederst til høyre angis kommuner med registrerte otre i perioden 1996 – 2010 (mørkrød ≥ 3 , rosa < 3 ; dvs. mer eller mindre enn én observasjon i gjennomsnitt pr. femårsperiode).



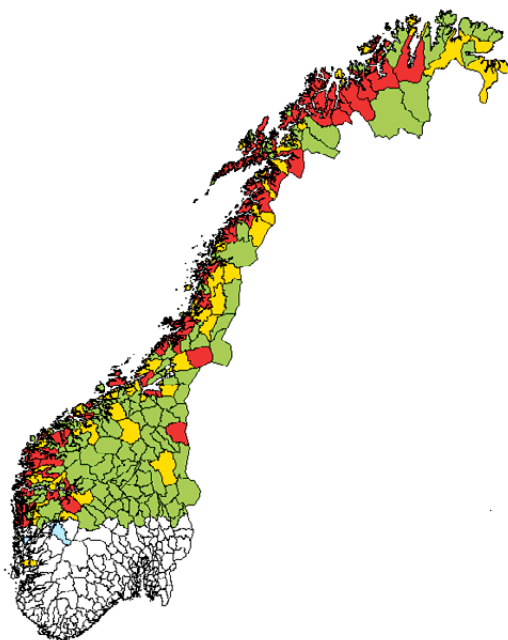
Figur 7. Klynget fordeling av oter registrert i Artsobservasjoner (rødt) og Hjorteviltregisteret (blått) i Norge.

De kjørte modellene er stabile som påvist i kryssvalideringen hvor validerte og reelle prediksjoner samsvarte for 90 % og hadde lite RMSD (**Tabell 1**). Modellvariablene forklarte til sammen rundt 60 % av den totale "deviansen". Dette sammenfaller med nedgangen i antall registrerte oter i fallviltregisteret (se også **Figur 1**). Modellenes kvalitet er lavere for observasjonene i Artsobservasjoner og Hjorteviltregisteret. Der ser vi at spesielt veinettet er relativt sett en viktig forklarende variabel i modellen. Dette skyldes at observasjonene er veldig klynget i nærheten av større byer (f.eks. Bergen, Ålesund, Molde/Kristiansund, Trondheim/Stjørdal, Mosjøen/Mo-i-Rana, Bodø, Harstad/Tromsø; se **Figur 7**).

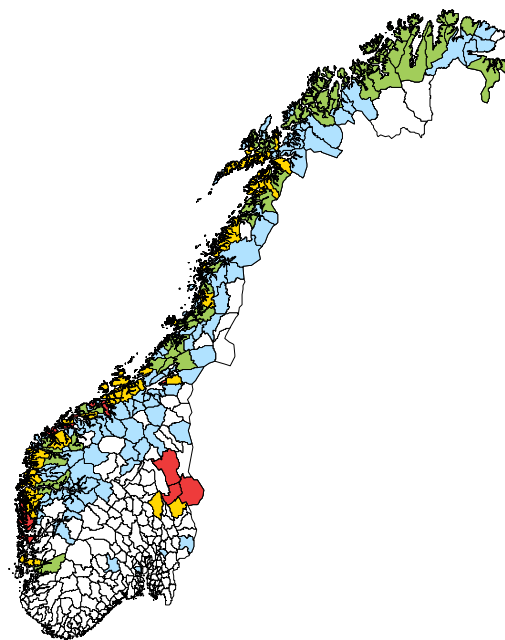
4 Diskusjon: verdien for Naturindeks

4.1 Oppdaterte tilstandsverdier for oter i Naturindeks

Basert på modelleringsresultatene gjør dette det mulig å oppdatere sannsynlighetene for oterforekomst i Naturindeksen for Norge (**Figur 8a-b**). Fordelen ved å anvende de modellerte sannsynligheter for forekomst ("*presence probabilities*"; jf. Certain & Skarpaas 2010) er at den ikke antar en vis utbredelse men anvender selve registreringer av døde otre for å estimere forventet forekomst gitt tilgjengelig habitat. Dagens ekspertvurdering representerer i tillegg en ordinal "pseudo-sannsynlighet" der den er bygget på en kvalitativ klassifisering uten usikkerhetsnivåer. Modelleringen derimot viser usikkerhetsnivåer i datamaterialet. Modelleringen gir dermed en bedre presisjon enn de beregningsbetingelsene for oter som er tatt med i dagens Naturindeks.



Figur 8a: Ekspertvurdering Naturindeks 2010



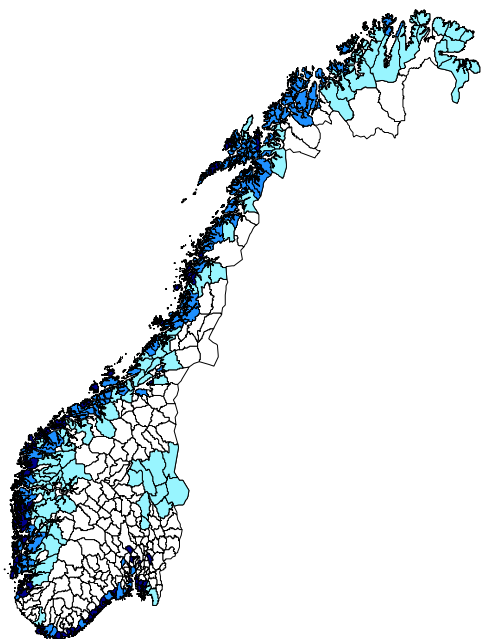
Figur 8b: Modellerte tilstandsverdier

Figur 8 a-b. Tilstandsverdier for oter for perioden 2006-2010 som brukt i Naturindeks 2010 basert på en ekspertvurdering, og tilstandsverdiene i følge modelleringen. Kommuner i hvit, blå, grønn, gul og rød indikerer henholdsvis utenfor den kjente (registrerte) utbredelsen; innenfor den kjente utbredelsen, men uten forventet oterforekomst; innenfor den kjente utbredelsen med lav forventet bestandstetthetsindeks; innenfor den kjente utbredelsen med middels forventet bestandstetthetsindeks; innenfor den kjente utbredelsen med høy forventet bestandstetthetsindeks.

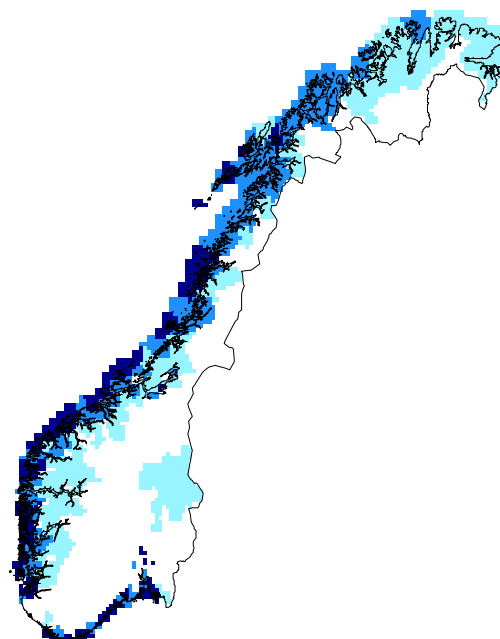
4.2 Identifisering prioriteringsområder for kartlegging

Modellene angir hvor i Norge det kan forventes å forkomme oter. Det som kommer fram av analysene er at utenom kystsonen innenfor den kjente utbredelsen (hvor oter er blitt registrert i perioden 1996-2010), kan oter forekomme langs hele sørkysten samt innenfor en isolert innlandsbestand i midtre Østerdalen. Disse to områdene bør prioriteres for å bekrefte eller avkrefte oterforekomst, da dette kan ha betydelig innvirkning på tilstandsverdiene for Naturindeks i Norge. Innenfor den kjente utbredelsen hvor oter forventes å forekomme, bør dette også bekreftes (dvs. hvit i **Figur 4c** & grønn i **Figur 6c**).

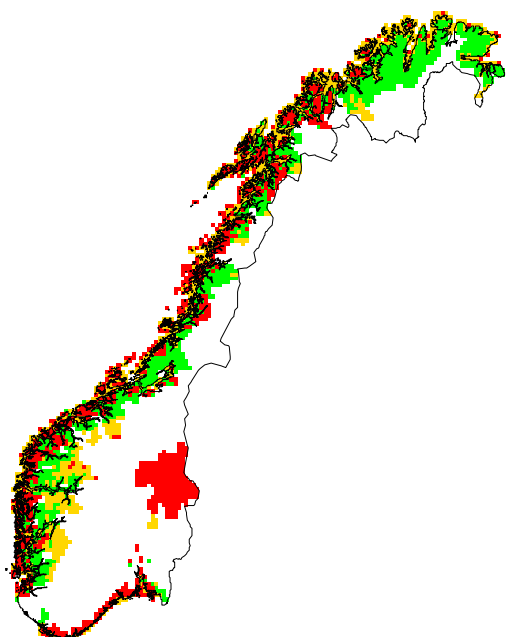
For å verifisere modellene og forbedre datagrunnlaget for den reelle utbredelsen og bestandstetthet(-sindeksen) for oter i Norge, bør det gjennomføres feltarbeid i utvalgte prioriteringsområder. Der det er upraktisk å verifisere oterforekomst i en hel kommune, foreslår vi at verifiseringen utføres i utvalgte LUCAS-ruter (9x9 km). Her bør det foretrekkes ruter innenfor en kommune som med høy sannsynlighet kan bekrefte eller avkrefte oterforekomst. Hvilke ruter som skal velges kan baseres på modellene. Basert på den forventede bestandstetthetsindeksen av kommunen hvor en rute ligger, kan en ny modell kjøres med de samme variablene som nevnt i kapittel 3. Deretter kan en ved hjelp av residualene av denne modellen (dvs. forskjellen mellom forventningstallene ("*input*") og modellestimatene ("*output*")) visualisere egnete ruter innenfor kommunene. Egnete ruter defineres her som ruter hvor bestandstetthetsindeksen er høyere enn kommunenes gjennomsnittlige bestandstetthetsindeks. Det vil si ruter med høyere forventet egnethet for oterforekomst enn kommunens gjennomsnitt. Residualene er gruppert i tre klasser basert på 33%-fraktilen (dvs. tertilen) av distribusjonen: høyere (1. tertil: <33 %), lik (2. tertil: ≥33 % og <67 %) og lavere (3. tertil: ≥67 %) enn kommunens gjennomsnittlige relative bestandstetthetsindeks. Det er viktig å påpeke at dette *ikke gir innsikt i forventet antall otrer i rutene*; men kun den relative variasjonen i oterforekomst mellom rutene innenfor en kommune. Prinsippet er vist eksempelvis for tidsperioden 1996 – 2010 i **Figur 9**.



Figur 9a: Kommunal



Figur 9b: LUCAS 9x9km



Figur 9c: Residualer

Figur 9a – 9c. Modellert relative bestandstetthetsindeks innenfor den forventede oterutbredelsen (kommuner med minst én modellert observasjon) i Norge basert på Oterfallviltregisteret i perioden 1996 – 2010; både per kommune (Figur 9a) og for 9x9 km LUCAS-ruter innenfor disse kommunene (Figur 9b). Se figur 4 for legende. Figur 9c angir forskjellen mellom kommunenes gjennomsnittlige bestandstetthetsindeks og rutenes modellerte egnethet (dvs. residualene). Grønn, oransje og rød indikerer henholdsvis ruter med høyere (1. tertil: ≥ 0 % og < 33 %), lik (2. tertil: ≥ 33 % og < 67 %) og lavere (3. tertil ≥ 67 %) egnethet.

5 Anbefalinger

Tilstandsverdiene for oter i Naturindeksen er hittil basert på ekspertvurdering av den kjente utbredelsen (dvs. nord for Bergen) samt antall registrerte døde otre i oterfallviltregisteret per kommune (van Dijk 2010). Ulempen med dette er at det er stor usikkerhet tilknyttet dagens kunnskap når det gjelder den faktiske utbredelsen av oter i Norge. Modellen som er presentert i denne rapporten er bygget på et mer objektivt datagrunnlag, og vi gi mer presis informasjon enn dagens ekspertvurderinger. Formålet med modellen er å korrelere antall døde otre for hver kommune med forskjellige romlige parametere (observatør, habitat og klima-relatert) slik at oterforekomst i alle norske kommuner kan estimeres på et mer sikkert grunnlag. De modellerte sannsynligheter for forekomst kan anvendes for å inkludere mer realistiske tilstandsverdier for oter i Naturindeksen. Det understrekes at modeller generelt aldri blir bedre enn dataene de er bygget på. Dermed er modellenes kvalitet og forklarende verdi fortsatt avhengig av de dataene som blir innsamlet i oterfallviltregisteret. Antall registrerte otre har gått ned de siste tiårene. Dersom dette skyldes en reell bestandsnedgang over hele Norge, ville modellene fortsatt beholde sin forklarende verdi med hensyn til kommuner egnet for oter. Dersom nedgangen derimot skyldes en regional reduksjon i innsamlingsinnsatsen, kunne dette påvirke modellresultatene. Den samme feilkilden vil man også ha hvis man kun bruker ekspertvurderinger. Det er dermed avgjørende at mer kunnskap blir innhentet om hvorvidt reduksjonen i antall registreringer skyldes endringer i innsamlingsinnsatsen eller en reell nedgang i tettheten av oter. Ifølge modellene, er fjelltraktene i Norge tilsynelatende mindre egnet for oter. Modellene er likevel basert på en analyse på kommunenivå med en overvekt av registreringer i kystkommunene. Det vil dermed være mulig at det finnes oter i elver og innsjøer i "fjellkommunene". For å unngå misvisning i oterforekomst og for å overvåke bestandsendringer, foreslår vi å satse på en videre utvikling og anvendelse av objektive metoder både for kartlegging av oterforekomst og overvåking av bestandsendringer (se paragraf 5.1). Dette vil også gjøre det mulig å justere oterens status i Norsk rødliste for arter eventuelt. I Norsk rødliste for arter 2010 er oter nå klassifisert som "Sårbar" på grunn av 30 til 50 % pågående populasjonsreduksjon som er kun basert på nedgangen i død oter registreringene i oterfallviltbasen (Kålås et al. 2010).

5.1 Kartlegging av oterforekomst

Å verifisere oterforekomst i en hel kommune er av praktiske hensyn ikke realistisk. Vi forslår derfor en svært kostnadseffektiv og gjennomførbar metode for å forbedre kunnskapen om forekomsten av oter og dens bestandsnivåer. I stedet for å verifisere oterforekomst i en hel kommune, blir det foreslått at verifiseringen utføres i utvalgte LUCAS-ruter (9x9 km) fordelt over Norges kommuner. Her bør det foretrekkes ruter innenfor en kommune som med høy sannsynlighet kan bekrefte eller avkrefte en eventuell forekomst av oter. Hvilke ruter som skal velges kan baseres på modellene som er brukt i rapporten. Samtidig kan

den intensive innsamlingen av døde oter som pågår i enkelte kommuner (pga. interesserte deltakere av ulike personer bl.a. SNO personell) brukes til å forbedre modellene framover samt at et nytt datagrunnlag på fiskebiomasse i de ulike vassdragene og langs kysten kan inkluderes som tilleggsvariabler.

Innenfor de utvalgte LUCAS-rutene kan relativt lett tilgjengelige og egnete bruer kartlegges for å bekrefte eller avkrefte otertilstedeværelse basert på funn av ekskrementer. Bruer uten bredder eller uten større steinblokker i vannløpet som er tilgjengelig for oter er uegnet der den ikke har mulighet for markering. Bruer med bredder av stein, sand, vegetasjon eller betong og/eller bruer med steinblokker som holdes seg tørr i vannløpet og hvor oter kan klatre på er egnet for markering.

For kartlegging av oterforekomst er det nok at én bru i enhver LUCAS-rute har bekreftet oterspor i form av ekskrement. Kvalitetssikring skjer med bilder og innsamling av ekskrementene for vurdering av otereksperten på NINA. I tilfelle ingen oterekskrementer er funnet under alle utvalgte bruer er otertilstedeværelse avkreftet for denne spesifikke LUCAS-ruten.

Basert på det som er praktisk og finansielt realiserbart, kan verifiseringen utføres i et forhåndsbestemt antall tilfeldig utvalgte representative LUCAS-ruter omkring i Norge. For å vurdere minimum antall LUCAS-ruter som er nødvendig for å kunne bekrefte eller avkrefte forekomst av oter, har det blitt kjørt en binomisk styrkeanalyse ("*power analysis*"). Analysen er kjørt for hver av sannsynlighetskategoriene for forekomst (jf. **Figur 9b**) gitt forskjellige nivåer av egnethet blant rutene (jf. **Figur 9c**). Styrkeanalysen estimerer antall observasjoner (dvs. LUCAS-ruter) som trengs for å kunne påvise et signifikant avvik fra $P=0,5$ som antyder verken bekreftelse eller avkreftelse. Styrkeanalysen har basert seg på å kunne påvise en signifikant forskjell mellom $P=0,5$ og henholdsvis $P=0,167$ (lav), $P=0,333/0,667$ (middels) og $P=0,833$ (høy). Her kan man anta at ved lav og høy modellert sannsynlighet, forekomst kan henholdsvis avkreftes og bekreftes enklere enn ved middels sannsynlighet. Sistnevnte kan nemlig slå ut begge veier. Dette representerer en Type I feil og er inkludert i styrkeanalysen ved å sette signifikansnivået mer konservativt for middels sannsynlighet (0,05 for middels versus 0,10 for lav/høy). Rutenes egnethet for forekomst relativt til kommunes modellerte gjennomsnittlige bestandstetthetsindeks, kan påvirke forventningen til å kunne bekrefte/avkrefte forekomst uansett sannsynligheten for forekomst. Dette representerer en Type II feil og er inkludert i styrkeanalysen ved å bli mer konservativ ved økende avvik mellom selve sannsynligheten for forekomst og egnethet (0,85; 0,90; 0,95 for henholdsvis lav; middels; høy avvik). For eksempel, oterforekomst er enkelt å bekrefte i ruter med høy sannsynlighet for forekomst, som er også mer egnet enn andre ruter i samme kommune. Å avkrefte forekomst av oter i ruter med lav sannsynlighet for forekomst men som er mer egnet enn andre ruter i samme kommune er mer usikker. Basert på styrkeanalysen er det anslått at verifiseringen bør gjennomføres i minst 337 LUCAS-ruter. Dette representerer cirka 12,5 % av alle ruter med minst én modellert oterobservasjon, eller 7 % av alle ruter på fastlands Norge.

Tabell 2. Minimumsantall 9x9km LUCAS-ruter for verifisering av oterforekomst, anslått ved hjelp av en styrkeanalyse.

	Lav egnethet	Lik egnethet	Høy egnethet
Lav sannsynlighet	14	16	20
Middels sannsynlighet	75	87	75
Høy sannsynlighet	20	16	14

Etter at overvåkingen har kommet godt i gang med eventuell justering av antall nødvendige LUCAS-ruter for å sikre et statistisk solid grunnlag kan kartleggingen utføres årlig ved å verifisere oterforekomst i 20 % av de utvalgte LUCAS-ruter, det vil si i 67 LUCAS-ruter årlig. Etter en femårsperiode er i så fall alle utvalgte LUCAS-ruter kontrollert; hvorefter et nytt utvalg av tilfeldige LUCAS-ruter kan etableres og kontrolleres. For å sikre datakvaliteten forslår vi først og fremst å verifisere oterforekomst i alle 337 LUCAS-ruter årlig over en 3-årsperiode slik at antallet kan justeres. På en slik måte kan man si noe mer om endringer i variansen i modellen som man ønsker å minimalisere. Ved kartlegging av førnevnte metodikken i et representativt utvalg av LUCAS-ruter omkring i Norge, kan oterforekomst fastslås med større sikkerhet og på en mer objektiv måte enn dagens overvåking basert på oterfallviltregisteret. Dermed øker vår kunnskap om utbredelsen av oter i Norge, samt endringer i den over tid. Det bør utføres et pilotprosjekt med et begrenset antall ruter for å sjekke den reelle gjennomførbarheten og kostnaden ved en slik overvåking.

5.2 Overvåking av bestandsendringer

For å muliggjøre en overvåking av reelle bestandsendringer over tid kan metodikken som er foreslått for kartlegging av av/bekreftet oterforekomst under bruer i LUCAS-rutene også anvendes for å modellere den relative bestandstetthetsindeksen (n/km^2) basert på levende otre både for Norge og for de ulike fylkene eller regionene. Denne metoden er mer objektiv enn bestandstetthetsindeksen basert på oterfallviltregisteret der den er uavhengig av varierende innsamlingsinnsats.

I utvalgte begrensede områder (kyst og innlandet) bør den reelle bestandstettheten (N/km^2) (basert på levende otre) estimeres ved å samle inn flest mulig ekskrementer over flere år på alle lokaliteter som egner seg for markering av oter: under bruer, langs elvebreddene, langs kysten, osv. Fra disse kan DNA ekstraheres for å identifisere individer, samt kjønn. Den reelle bestandsstørrelsen kan deretter estimeres basert på gjenfangstraten av kjente individer og populasjonsmodeller. Sist men ikke minst, kan omregningsfaktoren, dvs. forholdet mellom den relative (n/km^2) og reelle (N/km^2) bestandstettheten, kalkuleres ($n = N \times$

$P_1 \times P_2 \times P_3$, se også kapittel 3.2; Heggberget 1998). I de utvalgte områdene kan det antas at innsamlingssannsynligheten (P_3) er lik 1 (dvs. alle døde otre som er funnet blir samlet inn). Sannsynligheten for å bli funnet (P_2) kan bestemmes som selve gjenfangstraten basert på DNA analysene. Sannsynligheten for å bli drept (P_1) forblir den eneste ukjente parameteren i likningen og kan dermed løses.

6 Referanser

- Certain, G. & Skarpaas, O. 2010. Nature Index: General framework, statistical method and data collection for Norway. NINA Rapport 542. Trondheim, Norge: Norsk institutt for naturforskning.
- Dijk, J. van. 2010. Ferskvannsindikatorer – Pattedyr. i: Nybø, S. (red.) Datagrunnlag for "Naturindeks i Norge 2010". DN Utredning 4-2010: s. 84-85. Trondheim, Norge: Direktoratet for naturforvaltning.
- Dijk, J. van, Hamre, Ø., May, R., Meås, R., Holmstrøm, F. & Solem, M.I. 2011. Fallvilt og avlivede dyr av oter, årsrapport for 2009-2010. NINA Rapport 686. Trondheim, Norge: Norsk institutt for naturforskning.
- Dijk, J. van, Hamre, Ø., Meås, R., & Solem, M.I. 2012. Fallvilt og avlivede dyr av oter, årsrapport for 2011. NINA Rapport 814. Trondheim, Norge: Norsk institutt for naturforskning.
- Harrell, F. E. 2001. Regression Modelling Strategies with Applications to Linear Models, Logistic Regression, and Survival Analysis. New York, New York, USA: Springer-Verlag.
- Heggberget, T. 1998. Livshistorie og bestandsdynamikk hos norsk oter. - NINA Oppdragsmelding 569. Trondheim, Norge: Norsk institutt for naturforskning.
- Heggberget, T. M. 2007. Kalking av sure vassdrag, reetablering av oter, mink og vannspissmus. Sluttrapport. NINA rapport 245. Trondheim, Norge: Norsk institutt for naturforskning.
- Heggberget, T. M., Solem, M.I & Holmstrøm, F. 2007. Fallvilt og avlivede dyr av oter. Årsrapport for 2006. NINA rapport 243. Trondheim, Norge: Norsk institutt for naturforskning.
- Kruuk H. 2008. Otters – ecology, behaviour and conservation, Oxford University Press: 265 pp.
- Kålås, J.A. & Husby, M. 2002. Terrestrisk naturovervåking. Ekstensiv overvåking av terrestre fugl i Norge. NINA Oppdragsmelding 740. Trondheim, Norge: Norsk institutt for naturforskning.
- Kålås, J.A., Viken, Å., Henriksen, S. og Skjelseth, S. (red.). 2010. *Norsk rødliste for arter 2010. The 2010 Norwegian Red List for Species*. Artsdatabanken, Norge.
- Nybø, S., Skarpaas, O., Framstad, E. & Kålås, J.A. 2008. Naturindeks for Norge, forslag til rammeverk NINA Rapport 347. Trondheim, Norge: Norsk institutt for naturforskning.
- Phillips, S.J., Dudík, M., Elith, J., Graham, C.H., Lehmann, A., Leathwick, J. & Ferrier, S. 2009. Sample selection bias and presence-only distribution models: implications for background and pseudo-absence data. *Ecological Applications*, 19: 181-197.
- Stevens, S.S., Just, E.H., Cordes, R.C., Brooks, R.P. and Serfass, T.L. (2011). The Influence of Habitat Quality on the Detection of River Otter (*Lontra canadensis*) Latrines Near Bridges. *Am. Midl. Nat.*, 166: 435 - 445.
- Sverdrup-Thygeson, A., Brandrud, T. E., Bratli, H., Framstad, E., Gjershaug, J. O., Halvorsen, G., Pedersen, O., Stabbetorp, O. & Ødegaard, F. 2008. Truete arter og ansvarsar-

ter: Kriterier for prioritering i kartlegging og overvåking. NINA Rapport 317. Trondheim, Norge: Norsk institutt for naturforskning.

Öberg, S., Pedersen, B., Diserud, O.H., Gjershaug, J.O., Staverløkk, A. & Ødegaard, F.. 2012. Dagsommerfugler og humler som tilstandsindikatorer i Naturindeks for Norge - Videre uttesting av metodikk og involvering av frivillige NINA Rapport 836: 38 pp. Norsk institutt for naturforskning (NINA), Trondheim.



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: 978-82-426-2339-3

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