Renar och vindkraft

Studie från anläggningen av två vindkraftparker i Malå sameby

ANNA SKARIN, CHRISTIAN NELLEMANN, PER SANDSTRÖM,
LARS RÖNNEGÅRD OCH HENRIK LUNDQVIST

RAPPORT 6564 • MAJ 2013





VINDVAL

Renar och Vindkraft

Studie från anläggningen av två vindkraftparker i Malå sameby

av Anna Skarin, Christian Nellemann, Per Sandström,
Lars Rönnegård och Henrik Lundqvist

NATURVÅRDSVERKET

Beställningar
Ordertel: 08-505 933 40
Orderfax: 08-505 933 99
E-post: natur@cm.se
Postadress: Arkitektkopia AB, Box 110 93, 161 11 Bromma
Internet: www.naturvardsverket.se/publikationer

Naturvårdsverket
Tel: 010-698 10 00, fax: 010-698 10 99
E-post: registrator@naturvardsverket.se
Postadress: Naturvårdsverket, SE-106 48 Stockholm
Internet: www.naturvardsverket.se

ISBN 978-91-620-6564-5
ISSN 0282-7298

© Naturvårdsverket 2013

Tryck: Arkitektkopia AB, Bromma 2013
Omslagsfoto: Anna Skarin



Förord

Det finns ett stort behov av kunskap om hur vindkraft påverkar människor och landskap, marina miljön, fåglar, fladdermöss och andra däggdjur. I tidigare studier av vindkraftsanläggningars miljöpåverkan har det saknats en helhetsbild av de samlade effekterna. Det har varit en brist vid planeringen av nya vindkraftsetableringar.

Kunskapsprogrammet Vindval är ett samarbete mellan Energimyndigheten och Naturvårdsverket med uppgiften att ta fram och förmedla vetenskapligt baserade fakta om vindkraftens effekter på människa, natur och miljö.

Programmet omfattar omkring 30 enskilda projekt och fyra så kallade syntesarbeten. I syntesarbetena sammanställer och bedömer experter de samlade forskningsresultaten och erfarenheterna av vindkraftens effekter nationellt samt internationellt inom fyra områden. Resultaten ska ge underlag för miljökonsekvensbeskrivningar samt planerings- och tillståndsprocesser i samband med etablering av vindkraftsanläggningar.

För att säkra kvalitén på redovisade rapporter ställer Vindval höga krav vid vetenskaplig granskning av forskningsansökningar och forskningsresultat, samt vid beslut om att godkänna rapporter och publicering av projektens resultat.

Den här rapporten har skrivits av Dr. Anna Skarin vid Sveriges Lantbruksuniversitet (SLU), Dr. Christian Nellemann vid UNEP Grid- Arendahl, Prof. Lars Rönnegård vid Högskolan Dalarna, och Fil. Mag. Per Sandström vid SLU och Dr. Henrik Lundqvist vid Länsstyrelsen i Jönköpings län. Skribenterna svarar för innehåll, slutsatser och eventuella rekommendationer. Författarna vill också rikta ett tack till Malå sameby för tillgången till GPS-data från renarna i studieområdet, samt för information och diskussioner om hur renarna använder beteslandet i studieområdet.

Vindval i maj 2013

Innehåll

FÖRORD 3

SAMMANFATTNING 5

SUMMARY 8

INLEDNING 11
Renens ursprung 12
Störningsstudier på ren 13
Lokala studier – störning av individer nära en störningskälla 13
Regionala studier – undvikande av utbyggnader 14
Störningsstudier av domesticerade renar 15

MATERIAL OCH METODER 18
Studieområde 18
Habitatvariabler 20
Vegetationstyp och skogens höjd 20
Vägar och kraftledningar 21
Vindkraftsparkerna under byggfasen 22
Väderlek 23
Topografi 23
Spillningsinventering 23
Analys av spillningsdata 24
GPS på ren 25
Analys av renens hemområden 25
Analys av renens rörelsemönster 26

RESULTAT 28
Spillningsinventering 28
GPS på ren 33
Renarnas hemområden och rörelsehastighet 33

DISKUSSION 38

SLUTSATSER 41

KONTROLLPROGRAM RENNÄRING 42

REFERENSER 45

Sammanfattning

Vindkraft är en källa till förnyelsebar energi, men det finns en oro över negativa effekter på nyckelarter i både skogsområdet och i fjällområdet. I vår genomgång av tidigare rapporter om effekter av störningar på ren och caribou visas att renar kan undvika områden med infrastruktur och mänsklig aktivitet med upp till 10–15 km. När man får effekter av en störningskälla på stora avstånd, dvs. på den regionala skalan (> 2 km), har renarnas beteende i relation till en störningskälla på lokal nivå (< 2 km) mindre betydelse i en helhetsbedömning av störningskällans betydelse. För att få en helhetsbild av hur renarna använder sitt betesområde är det därför viktigt att långsiktigt studera renarnas användning av hela betesområdet, eftersom användningen kan skifta från år till år och mellan olika säsonger beroende på väderlek och andra yttre förutsättningar.

I den här rapporten vill vi delge ny information om hur befintlig infrastruktur i form av vägar och kraftledningar i landskapet och byggfasen av ny infrastruktur för vindkraft påverkar renens fria strövning inom ett *sommarbetesområde* i skogen.

I Malå kommun i Västerbottens län byggdes från maj 2010 till november 2011 två mindre vindkraftsparker, om 8 respektive 10 verk, på bergen Storliden och Jokkmokksliden ett par mil norr om Malå samhälle. Området i och omkring vindkraftparkerna används av renarna i Malå sameby under hela barmarksperioden och då framförallt under kalvning och försommar. Data som representerar renarnas användning av området under den här tiden har samlats in både före (år 2008 och 2009) och under byggfasen (år 2010 och 2011). Det har gjorts genom att göra spillningsinventeringar över området under 2008–2011, vi har även analyserat renarnas rörelsemönster och hemområden under 2008–2010 genom att analysera positionsdata från GPS-halsband som suttit på 9–16 vajor som rört sig i området. Med analyser av renarnas rörelsehastighet, samt hemområdesutbredning i förhållande till väderlek, vegetation, avstånd till eller täthet av infrastruktur kan vi studera vad som styr renarnas rörelsemönster. Vi har här studerat hur området där parkerna har konstruerats har påverkat renarnas val av betesområde vilket ger en bild av den sammanlagda påverkan i området under byggfasen.

Området runt bergen Storliden och Jokkmokksliden kännetecknas av kuperad skogsterräng varvat med sjöar, myrar och skogar. Det är sedan tidigare präglat av skogsbruk och av gruv- och täktverksamhet. Några allmänna riksvägar delar av studieområdet i tre sektioner. Östra och västra delen separeras av den allmänna vägen norrut mot Mörttjärn (vägnr 1031) och av flera mindre byar. Det östra området delas sedan i en nordlig och en sydlig del av vägen mellan Östra Lainejaure och Grundträsk, samt en kraftledningsgata med en 30 kV-kraftledning som sträcker sig i öst-västlig riktning genom hela studieområdet, vilken breddades under projektperioden för att ge plats för en 145-kV kraftledning. De relativt branta bergssidorna på framförallt

Jokkmokksliden och de mindre berg som ligger öster om Jokkmokksliden och sjöarna i området, gör att de naturliga passagerna för renarna förbi de båda bergen blir som smala korridorer i terrängen. Med hjälp av GPS-data har vi skattat renarnas hemområden samt identifierat 7 möjliga naturliga passager mellan de olika betesområdena, fyra stycken går över Mörttjärnvägen och tre passager går över Grundträskvägen. De fyra passagerna som går över Mörttjärnvägen ligger alla i närheten (0–4 km) av de berg där vindkraftsparkerna har byggts och användningen av dessa ser ut att ha påverkats negativt under etableringen av vägar, kraftledningar och vindkraftverken i vindkraftparkerna.

Detta bekräftas också i den statistiska analysen av renens hemområden. Renarnas rörelser i passagerna över Grundträskvägen verkar vara mer opåverkade. Dessa passager ligger också en bit bort (4-8 km) från de berg som har bebyggts med vindkraftparkerna. Renens tydliga reduktion i användningen av dessa passager i närheten av utbyggnadsområdet kan därför mest troligt förklaras av störningar under byggfasen av vindkraftparkerna.

Resultaten från skattningen av habitatmodellerna för både spillning och GPS-data visar på ett negativt samband mellan en ökad täthet av vindkraftsparkerna och dess infrastruktur och förekomst av ren. Det fanns dock en skillnad i hur renarna använde de två bergen redan före byggstart. Enligt renskötarna i området, samt enligt spillnings- och GPS-data använde renarna Jokkmokksliden mindre jämfört med Storliden och övriga regionen. Den här skillnaden kan förklaras av att det är sämre renbeteskvalité på Jokkmokksliden jämfört med på Storliden. Mängden inventerad spillning över hela studieområdet under sista året av byggfasen var 60 procent lägre än under året före byggstart, och på Storliden var mängden spillning hela 80 procent lägre, medan det var liten skillnad i mängden spillning på Jokkmokksliden mellan de olika åren. Under 2010 fann vi också att renarna undvek en buffertzon på 3,5 km runt anläggningarna, före byggstart undveks endast Jokkmokksliden med 3 km. Spillningsdata visade vidare att renarna undvek den befintliga 30 kV-kraftledningen samt den nya 36 kV-kraftledningen på framförallt Jokkmokksliden under första årets byggfas men inte under det andra året. Förklaringen till detta är förmodligen att ledningarna på Jokkmokksliden anlades under 2010 medan de på Storliden anlades under 2011 och bägge ledningarna togs i drift först i december 2011. Renarna har alltså undvikit området under byggfasen men inte själva kraftledningen när den inte varit i drift. Dessa kraftledningar är betydligt mindre kraftledningar än de 132–420 kV-kraftledningar som har dokumenterad negativ effekt på domesticerad ren och vildren i Norge. Analysen av GPS-data visar också tydligt att renarna har en ökad rörelsehastighet (vilket kan liknas vid sämre betesutnyttjande) i närheten av de allmänna vägarna och att de också undviker att vistas nära allmänna vägar.

Vindkraftsanläggningar medför nästan alltid en koncentration av vägar, transformatorstationer och kraftledningar inom ett väldigt litet området. Till skillnad från själva vindkraftparken, som ofta är placerad högt upp i terrängen, kan tillhörande infrastruktur i dalgångar och låglänt terräng påverka renarnas naturliga vandringsvägar mellan olika betesmarker och leda till en ytterligare fragmentering av landskapet. Om man ska bygga vindkraftparker i renskötselområdet på höjder och berg där man kommit fram till att parken inte stör rennäringen, är det alltså av yttersta vikt att också planera infrastrukturen kring vindkraftparken så att den inte stör renarnas vandringsvägar mellan olika betesområden.

Dessa studier är genomförda före och under byggfasen och resultaten visar att renarna har påverkats negativt i användningen av området under byggfasen, fler studier behövs för att få en uppfattning om hur vindkraften påverkar renarna under driftsfasen som kan vara i 20–25 år. Kunskapen om hur bullret från turbinerna påverkar djuren är mycket begränsad. Kommer renarna att återvända till området och bruka det i samma utsträckning som innan vindkraftverken byggdes? Man ska också ta i beaktande att detta var en byggfas av relativt små vindkraftsparker om endast 8 och 10 verk, men ändå har de en betydande påverkan på renarnas användning av området, uppförandet av större parker får sannolikt inte mindre påverkan på renarnas möjlighet att använda betesmarkerna effektivt under byggfasen.

Sammantaget visar resultaten i studien att renarna har undvikit området, reducerat användningen av flyttvägar i närheten av utbyggnadsområdet under byggfasen av vindkraftparkerna jämfört med före byggfas. I tillägg har vi också sett ett undvikande av befintlig infrastruktur, som större vägar och kraftledningar (30 kV–145 kV). Resultaten överensstämmer väl med tidigare studier av både domesticerad ren, vildren och caribou.

Summary

In the track of ever-expanding new infrastructure, such as wind power, roads and power lines, it becomes increasingly important to map and understand how free-ranging animals and wildlife respond. During the past decades, human – *Rangifer* interactions have been assessed in over a hundred studies, with a strong bias on wild reindeer and caribou, although more recently also studies on domesticated reindeer in Norway, Finland, Sweden and Russia have been done with similar results. To clarify further the possible responses of domesticated reindeer to various disturbance sources, a review was made of over 15 existing disturbance studies of domesticated reindeer, we also discuss the effect of domestication on reindeer. The review shows the same pattern of avoidance in domesticated reindeer as for wild reindeer and caribou despite the domestication process. Sami reindeer husbandry today is an extensive form of pastoralism, which has led to a low degree of tameness among the reindeer. Domesticated reindeer can avoid infrastructure and human activity up to 12 km from the disturbance source and the avoided distance may shift between seasons and years and type of disturbance source, as well as diminish during periods of extreme starvation or insect harassment, similar to observation in wild reindeer and caribou. To get an overall picture of how the reindeer use their grazing land, it is therefore important to study large-scale and long-term habitat use of the reindeer whether they are domesticated or not.

In this report, we want to share new information on how existing infrastructure such as roads and power lines in the landscape and construction phase of a new infrastructure for a wind farm affects the free roaming of the reindeer in a summer grazing area in a managed forest in northern Sweden.

In Malå community in northern Sweden wind farms containing 8 and 10 wind turbines have been established on two mountains, Storliden and Jokkmokksliden, respectively. The area is characterized by undulating forest interspersed with mires, lakes and hills or smaller mountains and has a long history of forestry and mining. Reindeer use the area during their calving and summer seasons. Reindeer use and behavioral responses to existing infrastructure and the construction of new infrastructure associated with the wind power plants were determined using reindeer fecal pellet-group counts during four consecutive years as well as from data from 9–16 GPS-collars fitted on female reindeer during three consecutive years including pre- and post development. To elucidate the activity of reindeer under different disturbance regimes, we further analyzed reindeer speed of movement in relation to the infrastructure and together with several weather parameters to avoid confounding effects of temperature as a proxy of insect harassment and subsequent aggregations of reindeer.

Larger roads divide the study area into mainly three sections or foraging areas. The most trafficated road going from south to north including several smaller settlements divides the study area in an eastern and western portion. The eastern part is then in turn separated into one northern and one southern

part by an unpaved road and by a 30 kV power line stretching from the east to the west through the whole study area. This power line was upgraded to a 145 kV power line during the project period. The relatively steep mountain slopes of Jokkmokksliden and the hills east of Jokkmokksliden create narrow natural corridors between reindeer foraging areas.

Overall seven primary movement corridors were identified after estimation of the reindeer Brownian bridge home range areas from the GPS-data. From the east to the west the terrain effectively provide only four possible crossing points for the reindeer – all in proximity to the newly developed power plants, and also possibly negatively affected by the parks. Use declined of three out of four migration corridors following construction. Another three corridors were identified across the unpaved road, however they seemed more or less unaffected by the new infrastructure, with continuing crossing of reindeer throughout the entire period.

The results from the estimation of the habitat models for reindeer from both pellet-group counts and from GPS-data show a negative relationship between the density of the wind farms and reindeer abundance. However, there was an underlying difference in the use of the two mountains before construction started. Information from the reindeer herders in the area, the GPS-data and the pellet-group counts all suggested that the reindeer used Jokkmokksliden less than Storliden already before the construction started. This can most likely be explained by a lower forage quality at Jokkmokksliden compared to Storliden and the rest of the area.

The amount of inventoried reindeer droppings all over the study area during the last year was 60 percent lower than in the year before the start of the construction, and the amount of reindeer droppings at Storliden were 80 percent lower, suggesting a substantial reduction in use. There was little difference between the years in the amount of reindeer droppings found at Jokkmokksliden, which had low use at the outset.

The results from the analyses also show that during the construction years the reindeer reduced use of Storliden compared to pre-development. In 2010 the reindeer avoided the construction area within 3.5 km, before the construction started they only avoided Jokkmokksliden within 3 km distance. The pellet-group count alone showed that the reindeer avoided the new power lines during the first year of construction but not during the second year. The avoidance the first year most likely depends on the construction activity in the area and the preference the second year might depend on the power grid not being switched on. These are 36 kV power lines, which are far smaller than the 132–420 kV power lines that have been found to have a large negative effect on wild reindeer habitat use in Norway. The analysis of the GPS-data also showed that the reindeer, especially during the calving period, avoided the larger roads and had a higher movement rate near the roads.

Overall, the results suggest avoidance by the reindeer of the wind farm area, the new roads and the power line constructions, during the construction phase. More studies are needed to get an idea of how wind power affects reindeer

during the operational phase, which may be during 20–25 years. Knowledge of how the noise from the turbines affects the animals is limited. Will the reindeer return to the area and use it to the same extent as before the wind turbines were built? One should also have in mind that this was a construction phase of relatively small wind farms of only 8 and 10 wind turbines, but still it had a significant impact on the reindeer's use of the area, the construction of larger farms are likely to have even larger impact on the reindeer's ability to use the pastures effectively.

Reindeer furthermore avoided the existing larger roads and 30 kV–145 kV power lines, and they increased movement rate in proximity to the existing larger roads. The results agree well with previous studies of domesticated reindeer, wild reindeer and caribou. While wind turbines are often placed at higher altitudes, the associated infrastructure including power lines and access roads in valleys and low-lying terrain may impact migration routes and connectivity of forest patches used for grazing in an already fragmented landscape. Further investigations are needed to verify and test mechanisms and impacts on the movement corridors, and the duration of effects during the operation of the turbines. Continuation of studies will be crucial for identifying potential mitigation measures and identify options for future development.

Inledning

Ur ett rennärings- och naturförvaltningsperspektiv innebär en vindkraftsetablering inom renskötselområdet alltid merarbete för vindkraftsbolag, förvaltande myndighet och rennäring. En etablering inom renskötselområdet kräver noggrann planering och projektering, och leder ofta till omfattande miljökonsekvensbeskrivningar, för att man i möjligaste mån ska kunna minimera påverkan på rennäringen. Det saknas idag en enhetlig metod att värdera renbetesmark baserat på insamlade data om hur renarna använder betesmarken. Det som finns att tillgå är information om hur samebyn använder området, bl. a i form av rennäringens riksintressen (www.sametinget.se), och numera även renbruksplaner, som finns upprättat över våra studieområden och snart också finns upprättat av alla samebyar (www.skogsstyrelsen.se). Framförallt informationen om riksintressen leder ofta till att man uppfattar mark som inte innefattas av riksintressen eller andra skydd som ointressant ur rennäringsperspektiv vilket de i regel inte är. Detta beror på att rennäringens användning av betesmarkerna är dynamisk och skiljer sig ofta åt från år till år, beroende på klimat och andra yttre förutsättningar som rovdjursförekomst och icke minst påverkan i form av mänsklig aktivitet och exploateringar. För att kunna hantera förändringar över betesmarkerna behövs utrymme för flexibilitet t.ex. möjlighet att använda olika betesmarker under olika år beroende på omständigheterna. I det här perspektivet är det därför viktigt att veta mer om hur renarna påverkas av olika typer av störningskällor och då inte minst från vindkraft som expanderar kraftigt inom renskötselområdet.

Det finns idag ett stort antal studier av ren och effekter av olika typer störningskällor (t.ex. Vistnes och Nellemann 2008, Reimers och Colman 2006). Många av de störningsstudier som är gjorda på ren är genomförda på norska vildrenar eller på caribou i Nordamerika. Det ifrågasätts ofta huruvida resultaten från dessa studier kan appliceras på renar inom renskötseln, i och med att renarna här har utsatts för en domesticeringsprocess. Trots att man ser att vilda renar som härstammar från domesticerade populationer har ett kortare flyktavstånd än mer ursprungliga vilda renar (Reimers m.fl. 2012) verkar det finnas en övre gräns i hur mycket störning även renar i renskötseln kan tåla (Skarin 2006, Helle m.fl. 2012). För att tydliggöra den domesticerade renens reaktioner på olika typer av störningskällor däribland utbyggnad av vindkraft har vi här också gjort en litteraturgenomgång av störningsstudier på domesticerad ren, vi diskuterar också hur domesticeringsprocessen påverkat renens beteende (delvis återgett från Skarin 2012).

Vidare kommer vi att presentera resultat från en studie av ren och vindkraft, som baserar sig på fältundersökningar utförda i Malå skogssameby där man idag har flera olika utbyggnader av vindkraft. Projektet har studerat förhållandena kring Storlidens (8 verk) och Jokkmokklidens (10 verk) vindkraftparker, och syftar till att klargöra hur byggfasen kan ha påverkat renens val av betesområde rörelsemönster inom och omkring vindkraftsparkerna.

Projektperioden har pågått mellan juni 2009 och avslutades i juni 2012. I projektet har vi studerat förhållanden före och under byggfasen, vi önskade även att studera förhållanden under driftsfasen men anläggningarna stod klara och driftsattes först under hösten 2011 varför någon längre period under drift inte varit möjlig att studera.

Renens ursprung

Renen (*Rangfier tarandus sp.*) är en art som finns över hela det cirkumpolära området. Man räknar idag med sju olika underarter av ren varav tre (*R. t. tarandus, R. t. fennicus, R. t. platyrhyncus*) i Eurasien och fyra (*R. t. granti, R. t. groenlandicus, R. t. pearyi, R. t. caribou*) i Nordamerika. Majoriteten av renarna som lever i Fennoscandien tillhör samma underart Euro-asiatisk tundra-ren (*R. t. tarandus*), både renarna i renskötseln och de vilda renarna som finns i Norge. Undantaget är en liten population av skogsren (*R.t. fennicus*) i östra Finland.

Det är osäkert när domesticeringsprocessen av ren startade i vårt närområde, men det finns upptecknat att norrmannen Ottar, som levde under 800-talet, hade tama renar som sköttes av samer (Ruong 1982). Man uppger ofta att domesticeringen av renen har skett de senaste 2000 åren. Domesticering sker genom en kvantitativ genetisk process, dvs. de flesta förändringar som har skett hos djuret är kvantitativa och inte kvalitativa (Hemmer 1990). Det innebär att man endast förstärker de egenskaper som man har nytta av i hållningen av djuret, man tar alltså inte bort några ursprungliga beteenden. För ren har domesticeringsprocessen framförallt inneburit att man avlat på de egenskaper som gör att de blir lättare att samla in och hantera djuren under kortare perioder, samt att man minskat djurens aggressivitet vid den närkontakt som krävs för hantering av djuren. Detta har i praktiken inneburit att man har avlat på renar som har bättre hjordsammanhållning än renar som lever mer solitärt (Kitti m.fl. 2006). Hjordbeteendet i sig kan öka känsligheten i renarnas respons till störningar. Man anser t ex att Woodland caribou som lever i skogsområden är mindre känslig för störningar jämfört med Alaskan caribou som lever i större hjordar än den förra (Klein 1979). Orsaken till det, är att de djur som har ett starkare socialt band reagerar oftare i enhällighet med de övriga djuren i hjorden. Djur som inte är lika starkt knutna till hjorden eller flocken tenderar till att reagera mer individuellt.

Renskötselformerna har under historien växlat i olika grad mellan att vara enbart jakt av vilda renar och intensiv renskötsel där man mjölkat djuren (Ruong 1982). Detta har påverkat både graden av domesticering (som är den genetiska förändringen som sker genom val av avelsdjur) och tamheten (som är i vilken mån enskilda djur är vana vid människor). Idag har vi en mer extensiv renskötsel i nästan hela det samiska renskötselområdet där renarna rör sig fritt i landskapet under större delen av året och de är mindre hanterade än de varit historiskt sett under intensivrenskötselperioden. Eftersom renen fortfarande lever i sin naturliga livsmiljö har man aldrig behövt avla för egen-

skaper som gör det lätt anpassa djuren till nya miljöer, vilket man gjort hos andra husdjur. Detta gör att de renar som finns i renskötseln fortfarande ger uttryck för de flesta egenskaperna på samma sätt som de vilda renarna gör, och vi kan förvänta oss ett liknande beteende mellan domesticerade renar och caribou (Klein 1971), vilket bl.a. innebär undvikande av faror. I allmänhet brukar man betrakta den domesticerade renens beteendemönster som naturligt och ursprungligt när den rör sig fritt i landskapet, och inte är påverkad av renskötarnas styrning i samband med drivning, samling, skiljning osv. (Skarin m.fl. 2008). Det är också när renarna rör sig fritt i landskapet som olika typer av störningskällor av mänsklig aktivitet kan påverka renarna i ett större perspektiv.

Det råder ibland begreppsförvirring över hur man ska benämna renen i renskötseln för att markera att det är just renar som hör till renskötseln, ibland kallas den för semi-domesticerad ren, ibland för tamren. Benämningen semi-domesticerad ren är inget egentligt vetenskapligt befäst begrepp utan har förmodligen kommit till för att man vilja skilja ut den grad med vilken renen är domesticerad jämfört med husdjur inom lantbruket. Tamren är inte heller ett helt korrekt uttryck eftersom tamhet inte har något med domesticeringsprocessen att göra, tama djur behöver inte nödvändigtvis vara domesticerade. I den här rapporten väljer vi att kalla renen i renskötseln för domesticerad ren eftersom renen är precis så domesticerad som den behöver vara för att kunna hanteras i renskötseln.

Störningsstudier på ren

Renen är en art i ständig rörelse när den betar och den kan också förflytta sig över stora ytor på kort tid (Skarin m.fl. 2010). För att fånga effekter av olika typer av störningskällor på renens beteende är det viktigt att ta hänsyn till detta. Därför delas effekterna på störning av ren normalt in i 1) lokala direkta effekter av störning på enskilda individer som av någon orsak befinner sig i närområdet och 2) regionala effekter på hela renhjorden i det vidare området som renhjorden använder och 3) kumulativa långsiktiga effekter på produktion och konsekvenser för exempelvis grannsamebyar (UNEP 2001).

Lokala studier – störning av individer nära en störningskälla

Forskning om lokala effekter fokuserar ofta på fysiologiska stressreaktioner hos djuret som visar sig i djurets rörelsemönster och flyktreaktioner nära störningskällan (Maier m.fl. 1998, Burson m.fl. 2000, Colman m.fl. 2001, Reimers m.fl. 2010). I studierna av lokala effekter har man i allmänhet funnit att renar har ett flyktavstånd på mellan 0–1 km bort från störningskällan och en ökad hjärtfrekvens i 0–4 minuter efter en inträffad händelse. Andra lokala studier har undersökt renens användning av betesområdet i ett begränsat område runt ett ingrepp. Få av dessa studier har lyckats påvisa någon effekt på renens användning av betesområdet inom de närmaste 1–2 km från ett

ingrepp. Många av de studier som drar slutsatsen att renar kan habituera sig eller få en ökad tolerans mot en störning, har gjorts på lokal nivå genom störningsexperiment. I vissa fall har man avsiktligt och på ett kontrollerat sätt stört renarna för att kunna registrera avstånd när de upptäcker människan, avstånd när de börjar fly samt hur långt de flyr (t.ex. Reimers m.fl. 2010, Reimers m.fl. 2012). I dessa studier har de studerade renarna antingen varit sådana som spontant av någon orsak uppehållit sig i närområdet, och som man inte vet om eller hur de skiljer sig från övriga renar (om de t.ex. är mer störningståliga), eller renar som hägnats in nära störningskällan och inte kunnat välja annat uppehållställe. Trots att man i lokala studier ibland har funnit att djuren med tiden har fått en ökad tolerans mot mänsklig störning är det riskabelt att dra slutsatser i relation till hur en permanent utbyggnad kan påverka djuren baserat på sådana studier, eftersom de är genomförda under begränsad tidsperiod och inom ett begränsat område (Bejder m.fl. 2009). Det är visat att merparten (80–90 %) av de studier som fokuserar på lokala, direkta effekter av en störning drar slutsatsen att effekten på renen är liten och kortvarig, medan resultatet blir ett helt annat när man betraktar effekter av störning på en större skala (Vistnes och Nellemann 2008; Tabell 1).

Tabell 1. Översikt av antal störningsstudier på renar och caribou publicerade under 1985–2007, och de effekter man hittat i dessa, i relation till den geografiska skalan eller tidsperioden man studerat renarna (Vistnes och Nellemann 2008)

	Resultat		
Skala som studerats	**Positiv effekt**	**Ingen effekt**	**Negativ effekt**
Lokala eller korttidsstudier (< 2 km)	0	32	4
Regional eller långtidsstudier (> 2 km)	1	7	41

Regionala studier – undvikande av utbyggnader

När renar utsätts för en kontinuerlig störning leder det till att djuren använder mer energi och/eller får mindre tid till födointag (Bradshaw m.fl. 1998, Maier m.fl. 1998, Stankowich 2008). Forskning de senaste 15–20 åren visar emellertid att den viktigaste responsen på en kontinuerlig störning eller permanenta ingrepp, som vägar, kraftledningar, bebyggelse, pipelines mm, är att renen undviker områden nära störningen (Cameron m.fl. 1992, Smith m.fl. 2000, Dyer m.fl. 2001, Vistnes and Nellemann 2001, Mahoney and Schaefer 2002, Anttonen m.fl. 2011, Boulanger m.fl. 2012). Detta betyder att renen minskar användningen av betesområdet i utbyggnadens närhet på relativt betydande avstånd. De empiriska studierna visar att utbyggnader oftast undviks på ett avstånd av mer än 2 km. Av de totalt 85 studier som gicks igenom av Vistnes och Nellemann (2008) var 49 gjorda på en regional skala och i 83 % av dessa hade man funnit en negativ effekt av störningskällan (Tabell 1).

Störningsstudier av domesticerade renar

För domesticerad ren är avståndet som de undviker kring infrastruktur och olika typer av utbyggnader från 1 km (Lundqvist 2007b) upp till 12 km (Helle and Särkelä 1993; Tabell 2). Det är svårt att göra exakta jämförelser mellan dessa studier eftersom man använt olika metodik, men tendensen är att renarnas avstånd till störningskällan ökar med en ökad mängd infrastruktur och aktivitet. I Lundqvist (2007b) undersöktes bara effekten av mindre vägar och de undveks med ett avstånd av 1 km, medan i Helle och Särkelä (1993) studerades effekten av vägar, turistanläggningar, skoterleder och vandringsleder vilka sammantaget undveks på ett avstånd upp till 12 km. Renarna respons är också beroende av en mängd faktorer som typ av ingrepp, placering i terrängen, insektsstörningar, rovdjur, årstid, och alternativa betesområden som man måste ta hänsyn till i analysen (Skarin 2006, Lundqvist 2007a, Vistnes m.fl. 2008).

Ett viktigt resultat från studien kring turistorten Saariselkää av Helle m.fl. (2012), är att efter att åtgärder i utnyttjandet av markerna skett kom renarna tillbaka. Vid den första undersökningen år 1986 såg man att vajorna hade ett tydligt undvikande av turismanläggningen på en zon av 8–12 km från anläggningen. När man sedan inventerade samma område år 2000 kunde man konstatera att vajorna uppehöll sig närmare turistanläggningen än tidigare men att de fortfarande undvek en zon runt anläggningen med ett avstånd på 4 km. Under mellanperioden hade man riktat aktiviteten i området till specifika vandrings- och skidleder istället för att de mer otydliga leder och stigar som tidigare användes i området, dessa åtgärder möjliggjorde att renarna delvis kunde komma tillbaka till sina ursprungliga betesområden.

Det finns också skillnader mellan olika säsonger på vilket avstånd renarna reagerar på en störning. Kalvningssäsongen är en period som är extra känslig då kalvarna är små, varför vajorna rör sig över en begränsad yta där det dock behöver vara god betestillgång för att hon ska kunna klara av att producera mjölk till kalven (Vistnes och Nellemann 2001). Under den perioden har man också funnit att renarna påverkas negativt av störningar (Vistnes och Nellemann 2001, Skarin m.fl. 2008). Anttonen m.fl. (2011) fann att renarna valde bort områden nära mänsklig aktivitet och utbyggnad under hela året men det negativa sambandet mellan infrastrukturen och renarnas val av betesområde var starkare under senare delen av vintersäsongen. Förklaringen till detta föreslås vara att renarna är mer stationära under denna period på grund av att betesområdena är begränsade av dåliga snöförhållanden, medan under barmarkssäsongen är inte tillgången till betet begränsad på samma sätt.

Tabell 2. Störningsstudier av domesticerad ren i ett skal-perspektiv, spännvidd på studien från störningskällan, vilken skala som studerats efter Vistnes och Nellemann (2008), om störningskällan haft positiv eller negativ effekt på renarnas val av betesområde, samt hur stort område runt omkring störningskällan som man sett en påverkan här kallad buffertzon

Studie	Typ av störning	Spännvidd i antal km från störningskällan	Skala som studerats[1]	Effekt	Buffertzon
Skarin et al. (2010)	Vandringsleder Fjällstugor	0–30 km	Regional	Positiv Negativ	–
Skarin (2007)	Vandringleder Fjällstugor	0–25 km	Regional	Positiv Negativ	–
Lundqvist (2007b)	Vägar i fjällområdet	0–20 km	Regional	Negativ	0–1 km
Anttonen et al. (2011)	Turistort, vägar och skoterleder	< 15 km	Regional	Negativ	0–2,5 km
Kumpula (et al. 2007)	Linjära strukturer	< 15 km	Regional	Negativ	–
Helle och Särkelä (1993)	Turistort, vägar och skoterleder	0–15 km	Regional	Negativ	0–12 km
Helle et al. (2012)	Turistort, vägar och skoterleder	0–15 km	Regional	Negativ	0–4 km
Skarin et al. (2004)	Vandringsleder	0–15 km	Regional	Positiv	–
Vistnes et al. (2001)	Kraftledningar Turistort	0–10 km	Regional	Negativ	0–4 km
Colman et al. (2012a)	Vindkraftpark – renens habitatval	0–7 km	Regional (halvö)	Negativ/ ingen effekt	0–1 km
Colman et al. (2012b)	Vindkraftpark – barriär effekt	0–7 km	Regional (halvö)	Ingen effekt	
Bergmo (2011)	Kraftledning	0–5 km	Regional	Positiv/ ingen effekt	–
Flydal et al. (2004)	Vindkraftverk	0–0,5 km	Lokal	Ingen effekt	–
Flydal et al. (2009)	Kraftledningar	0–0,5 km	Lokal	Ingen effekt	–

[1] Lokal skala är studier < 2 km från störningskällan och Regional skala är studier > 2 km från störningskällan.

I Tabell 2 som delvis återges från Skarin (2012) redovisas 14 studier där påverkan från olika typer av störningskällor har studerats. Studierna är indelade enligt samma indelning som Vistnes och Nellemann (2008; Tabell 1). Sammanställningen visar att i tolv av dessa studier har man utgått från en regional skala och i två studier har man utgått från en lokal skala. I sju av de tolv studierna där man studerat den regionala skalan har man funnit att störningskällan har haft en negativ inverkan på renens val av betesområde. I de övriga fyra fann man ett positivt eller delvis positivt samband mellan störningskällan och renens val av betesområde. I de tre fallen (Skarin m.fl. 2004, Skarin 2007, Skarin m.fl. 2010) där man funnit ett positivt samband mellan renens val av betesområde och störningskällan rör det sig om vandringsleder i fjällen där det också fanns ett tydligt samband mellan vandringsleder, höjdläge och viktiga vegetationstyper för renen. I två av dessa studier (Skarin 2007, Skarin m.fl. 2010) fann man dessutom att renarna undviker att vistas nära fjällstugor eller fjällstationer, detta förklaras av att det var mer koncentrerad mänsklig aktivitet kring stugplatser än längs med vandringslederna.

I studierna av Colman m.fl. (2012, 2013) som rör vindkraftutbyggnad och ren på Nordkinnhalvön i Nordnorge har man inte kunnat se några stora effekter på renarna av utbyggnaden. Men det är svårt att dra några generella slutsatser från de här två studierna. Orsaken till det är att de är gjorda på en halvö där renarna kommer in i området från en passage genom minst två barriärer i form av stugområden, kraftledningar och vägar. I Colman m.fl. (2012) har man visserligen studerat effekten av dessa barriärer och inte funnit att renarna i studien hindrats av dem. Men de renar som man studerar i det här området är ett urval av djur från huvudrenhjorden, och de har självmant valt att vistas i det här området. Merparten av renhjorden i samebyn använder ett område längre österut på Nordkinnhalvön. Vilket innebär att studiepopulationen sannolikt består av djur som är mindre känsliga för störningar eftersom de redan valt att passera ett antal barriärer i landskapet. I studien redogör man också för att rentätheten är tio gånger högre i resten av sommarbetesområdet jämfört med själva studieområdet. Detta tyder på ett generellt undvikande av området på en större regional skala än vad man huvudsakligen har studerat i dessa två rapporter. Ett liknande problem finner man i Bergmo (2011) där man gjort spillningsinventeringar inom 5 km från en kraftledning i ett sommarbetesområde, där fann man ett positivt samband mellan kraftledningen och antal renspillningar. I denna studie vet vi bara hur användningen av området kring kraftledningen ser ut men ingenting om hela samebyns användning av sommarbetesområdet i relation till kraftledningen. Det gör det svårt att dra några slutsatser om var huvuddelen av renarna i samebyn har uppehållit sig. Det är alltså svårt att dra några generella slutsatser från dessa tre studier eftersom man inte dokumenterat renarnas val av område utifrån användningen av hela betesområdet.

De två studierna av Flydal m.fl. (2004) och Flydal m.fl. (2009) gjordes på lokal nivå av enstaka individer i hägn. Man kan därför inte dra några slutsatser från dessa studier om hur renarna reagerar på samma störningskälla om de får ströva fritt, eftersom de inte haft den möjligheten här. Här fann man att renarnas individuella beteende inte förändrades eller påverkades negativt (t.ex. att de inte ägnade mindre tid till att beta eller att idissla jämfört med renar i kontrollhägn som var placerade i liknande områden men utan vindkraftverk eller kraftledningar i närheten) i närheten av vindkraftverket eller i närheten av kraftledningarna.

I den här studien i Malå sameby har vi inriktat oss på att studera vilka områden renarna väljer och hur de rör sig i förhållande till mänsklig aktivitet i form av redan befintlig infrastruktur som vägar och kraftledningar och till den nya infrastrukturen som vindkraftparkerna tillför. Vi har samlat in data genom att göra återkommande spillningsinventering och genom att samla in positionsdata på ren från GPS-halsband. Eftersom tidigare studier visar på olika resultat beroende på vilken geografisk skala man väljer att studera har vi här valt att studera renen i förhållande till vindkraft på både regional och lokal skala.

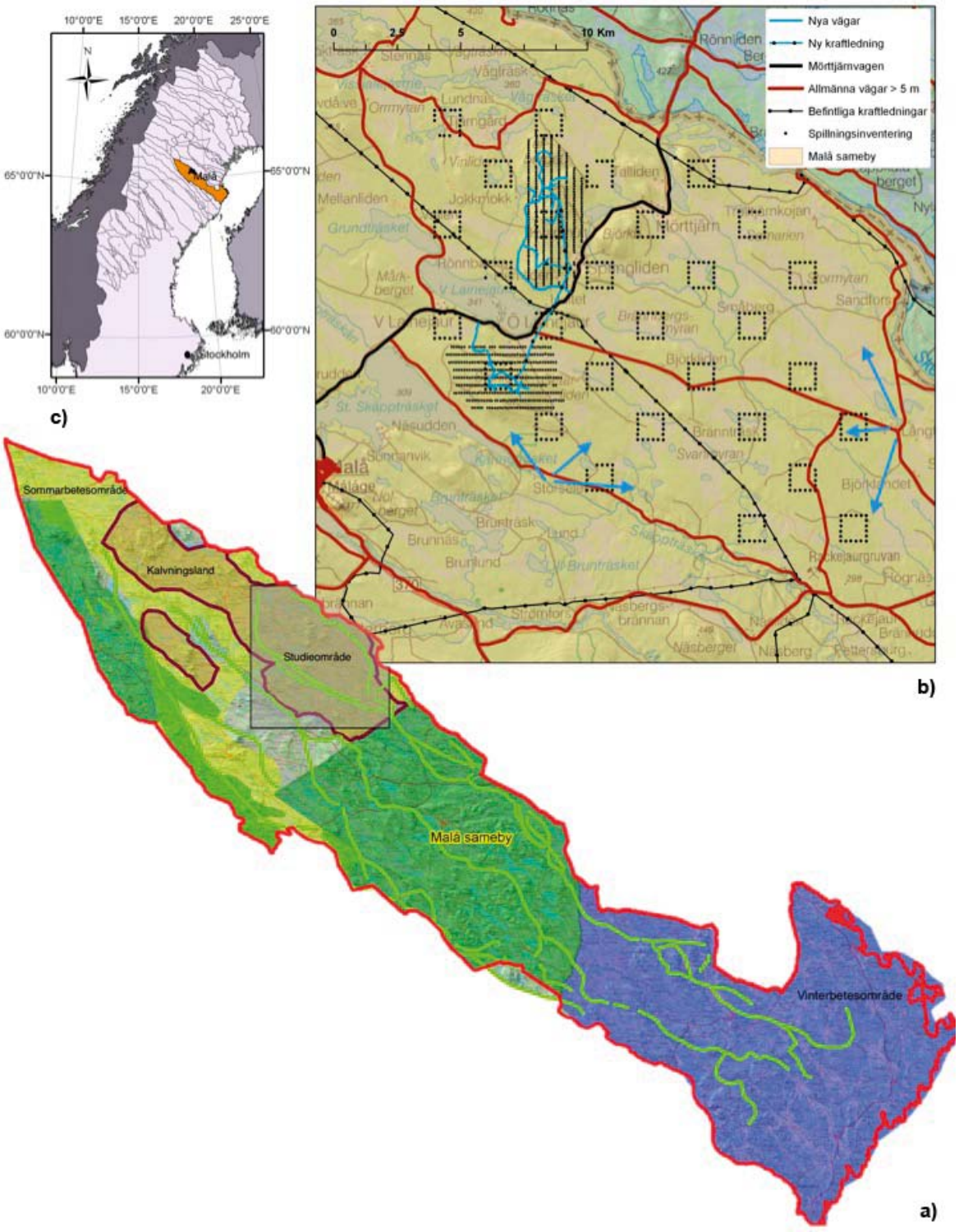
Material och Metoder

All bearbetning och analys av data har skett i ArcGIS 9.x (ESRI), QuantumGIS 1.6.0–1.8.0 (www.qgis.org) och i R (http://cran.r-project.org/).

Studieområde

Studieområdet är ca 300 km^2 och ligger i Malå kommun. Det sträcker sig upp till 25 km från Storlidens (8 verk) och Jokkmokkslidens (10 verk) vindkraftparker (Fig. 1). Det kännetecknas av kuperad skogsterräng varvat med sjöar, myrar och skogar. Området är sedan tidigare präglat av skogsbruk och av gruv- och täktverksamhet. Allmänna vägar >5m delar av studieområdet i huvudsak tre sektioner. Östra och västra delen separeras av den allmänna vägen norrut mot Mörttjärn och av flera mindre byar. Det östra området delas sedan i en nordlig och en sydlig del av vägen mellan Östra Lainejaure och Grundträsk, samt en 30 kV-kraftledningsgata som sträcker sig i öst-västlig riktning genom hela studieområdet. Den befintliga kraftledningsgatan breddades under projekttiden för att rymma en 145 kV-kraftledning. De relativt branta bergssidorna på framförallt Jokkmokksliden och de mindre berg som ligger öster om Jokkmokksliden och sjöarna i området, gör att de naturliga passagerna för renarna förbi de båda bergen blir som smala korridorer i terrängen. Inom vindkraftparkerna har man byggt 22 km väg för att komma åt de områden där man satt upp verken. Det har också byggts 8,5 km kraftledningar.

Området ligger helt inom Malå samebys sommarbetesområde och framförallt inom deras försommar- och kalvningsland (Fig 1a). Under hela studieperioden har renarna hanterats på samma sätt genom att de flyttats upp från vinterbetesområdet under slutet av april eller början av maj månad. Samma antal renar har sedan släppts in i området någon gång mellan den 2 maj och 12 maj varje år (se de blå pilarna i Fig. 1). Renarna har sedan strövat fritt i området utan påverkan av renskötarna annat än under kalvmärkningen som sker i slutet av juni och början av juli (pers. komm. Jan Rannerud, ordf Malå sameby). Renarna använder området öster om bergen under kalvningstiden och efter kalvningen söker sig renarna upp på framförallt Storliden för att sedan fortsätta västerut i samebyns betesområde (pers. komm. Jan Rannerud). Södra sidan av Storliden är också ett område dit renarna gärna samlar sig under hösten för att nyttja lavbetet. Jokkmokksliden höll tidigare en kalvmärkningshage vilken nu blivit flyttad västerut nedanför berget som en följd utav vindkraftsetableringarna. På bägge bergen som bebyggts bedrivs idag ett aktivt skogsbruk med bl.a. inslag av contortaplanteringar.



Figur 1. Karta över a) Malå sameby som visar samebyns olika säsongsbetesmarker (blå-vinterbete, grön – vår- och höstbete, gul – sommarbete, kalvningsland med lila gränsdragning inom sommarbetet) med huvudflyttvägar, och b) studieområdet med spillningsinventeringsytorna, de befintliga vägarna och kraftledningarna, samt de nya vägarna och kraftledningarna och vindkraftverken markerade och c) en översiktskarta över var i Sverige studien genomförts. De blå pilarna i karta b) visar var man släppt renarna efter vårflytten från vinterbeteslandet. Lantmäteriet © i2012/107.

Habitatvariabler

I den statistiska behandlingen av spillningsdata och GPS-data relaterades mängden spillning i varje provyta eller GPS-positioner/steglängd till olika variabler, som kan antas ha betydelse för renarnas val av betesområde eller habitat sommartid. De olika variabler har i de flesta fall rört sig om geografiska data som hämtats från Lantmäteriet. Analyserna resulterade i olika uppsättningar av parametervärden i regressionsmodellerna, en för varje område och studieperiod. Nedan följer en beskrivning av de olika faktorerna och varför de användes. Alla variabler och dess omfattning (spännvidd) presenteras i Tabell 3.

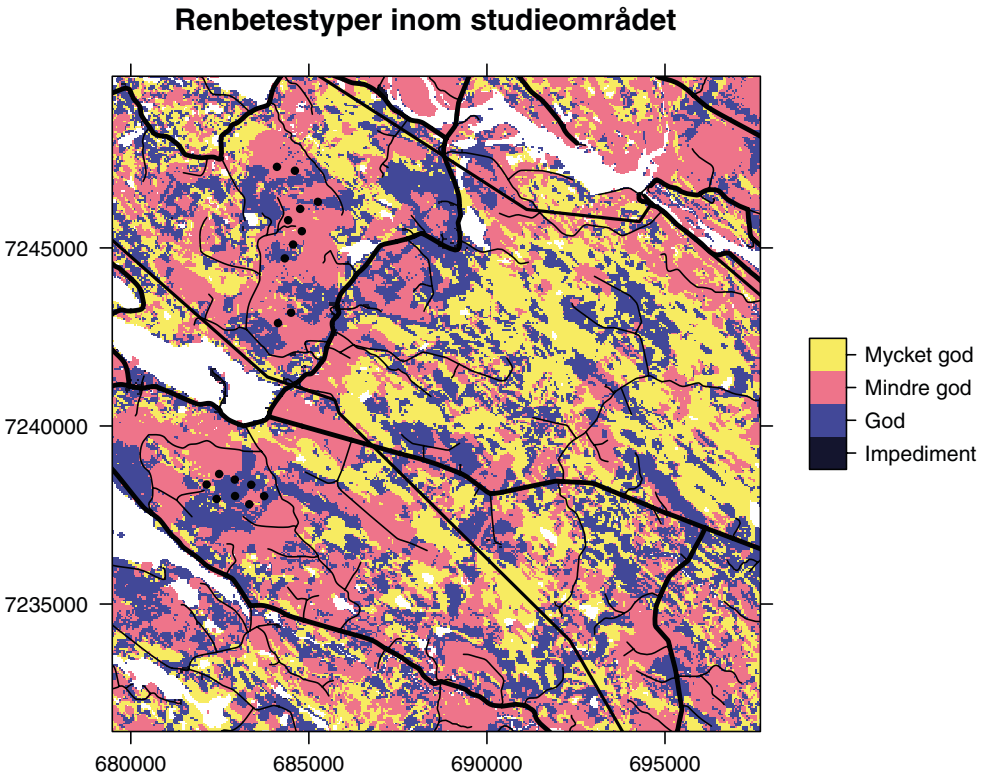
Tabell 3. Miljöfaktorer (50 m upplösning) inom studieområdet

Kontinuerliga parametrar	Spännvidd	Väderstreck på sluttning	%	Vegetationstyper – renbetestyper	%
Höjd över havet	249–529 m	Platta områden	7	Lövskog – grönbete god	1
Sluttningens lutning	0–20 grader	Nordvästlig sluttning	10	Barrskog – grönbete god	37
Terrängens brutenhet	0–0,019	Nordostlig sluttning	32	Kalhyggen – grönbete mindre god	7
Avstånd till allmänna vägar >5m	0–4 100 m	Sydostlig sluttning	24	Ungskog – grönbete mindre god	1,5
Avstånd till kraftledningar	0–5 600 m	Sydvästlig sluttning	27	Myr – grönbete mycket god	29
Avstånd till nya vägar	0–15 400 m			Öppna ytor, sjöar, bebyggelse – impediment	9,5
Avstånd till nya kraftledningar	0–15 900 m				
Täthet av allmänna vägar >5m	0–1,313 km/km^2				
Täthet av allmänna och enskilda vägar <5m	0–1,806 km/km^2				
Täthet av kraftledningar	0–0,916 km/km^2				
Täthet av nya vägar	0–2,308 km/km^2				
Täthet av nya kraftledningar	0–1,038 km/km^2				
Skogens höjd (m)	0–19 m				

Vegetationstyp och skogens höjd

Vi använde svensk marktäckedata (SMD; www.lantmateriet.se) med en upplösning på 25 m som vi räknade om till 50 m genom att använda FocalMajority-funktionen i ArcGIS, dvs. den vegetations typ som dominerade inom 25 m pixlar valdes för 50 m upplösningen. För att minska antalet klasser att hantera grupperades SMD till 8 klasser (Tabell 3). För renbete finns också en klassificering av renbetesklasser. Vi använde oss av klasserna för grönbete, *grönbete mycket god, grönbete god* och *grönbete mindre god,* samt *impediment* (Lundqvist 2007b, Fig. 2). Vid SLU Skogsdata (http://skogskarta.slu.se/) finns

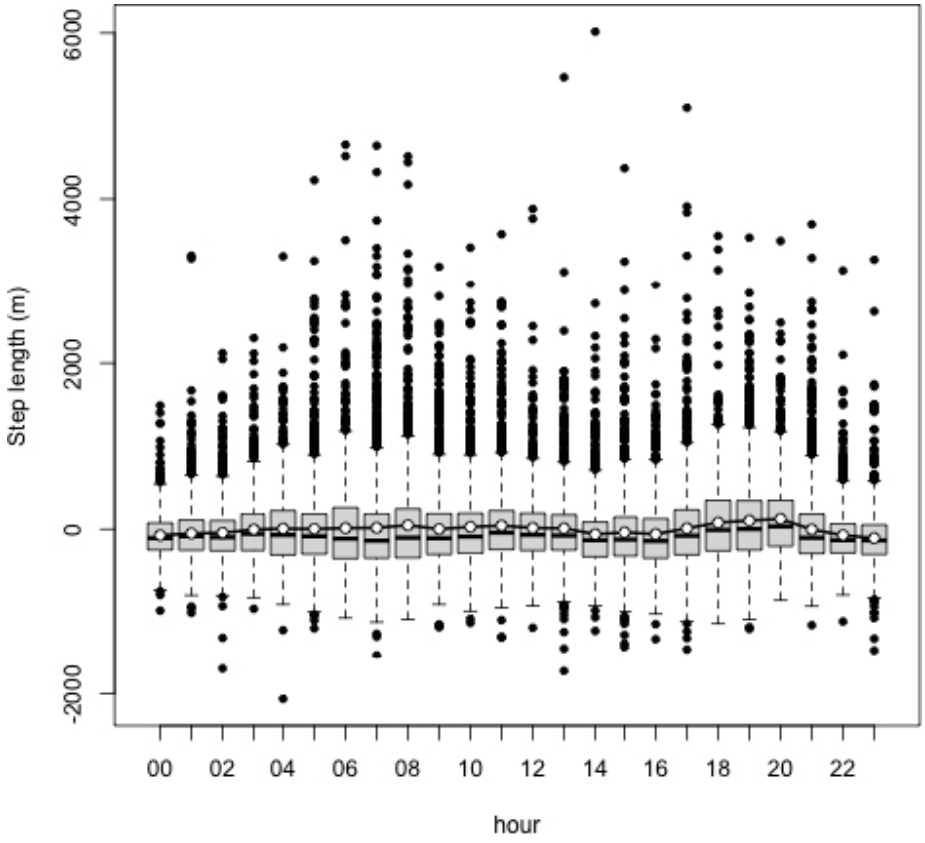
uppskattningar av skogliga variabler över skogsmarken för hela landet med en upplösning på 25 m. Eftersom skogens struktur kan ha betydelse för bl.a. framkomlighet och sikt har vi från dessa data använt oss av skogens höjd, där 0 m representerar kalmark. Uppgifter om aktuella hyggen i området hämtades från Skogsstyrelsens sammanställning av ”Faktiskt avverkat” fram t o m 2011, det har generellt varit få och relativt små avverkningar i området under studieperioden. Under åren 2008–2010 har det tillkommit 14 olika hyggen inom studieområdet om totalt 106,6 ha, varav 1 st. under 2008, 6 st. under 2009 och 7 st. under 2010.



Figur 2. Fördelning över huvudstudieområdet av renbetestyperna för grönbete i de fyra klasserna *mycket god, god, mindre god* och *impediment*, enligt Lundqvist (2007b) klassat utifrån SMD.

Vägar och kraftledningar

Vägtäthet i området beräknades genom att pixelvisa skattningar av antal km väg per km^2 (upplösning 50 m). Vägarna delades in i två klasser (större vägar och skogsbilvägar) efter storlek och aktivitet på vägen Till större vägar har vi räknat in alla allmänna vägar och de vägarna med en vägbredd större än 5 meter och i vissa fall även bättre bilvägar om de anses frekventerade varje dag. Vägar mindre än 5 meter av typen skogsbilvägar har vi skilt ut från allmänna vägar och testat separat. Kraftledningarna som är karterade och går genom landskapet har vi skattat avståndet till samt beräknat täthet av på samma sätt som för vägar, det vill säga kilometer kraftledning per kvadratkilometer, för varje pixel.



Figur 3. Renens avtrendade medelhastighet eller steglängd över dygnet.

Vindkraftsparkerna under byggfasen

Under byggfasen anläggs nya vägar och kraftledningar och det avverkas, grävs, schaktas, sprängs etc. dagligen. Vindkraftparkernas byggfas varade från maj 2010 till november 2011. Gjutningarna av fundamenten gjordes först på Jokkmokksliden i övrigt pågick arbetet parallellt på bägge bergen under hela byggfasen. Vägar och fundament var färdigställda i juni 2011, dock var fem turbiner på plats i Jokkmokksliden redan hösten 2010. Övriga 13 turbiner monterades hösten 2011 och parkerna togs i full drift december 2011. Den befintliga kraftledningsgatan mellan Lainejaur och Rackejaur med en 30 kV-kraftledning breddades och försågs med en 145 kV-kraftledning under vintern 2010/2011. Ny 36 kV-kraftlinje till Jokkmokksliden färdigställdes under augusti–september 2010 och 36 kV-kraftlinjen till Storliden under juli–september 2011. Ställverk för anslutning till 145 kV-kraftledning färdigställdes från maj–oktober 2011. Material till vägarna i vindparkerna hämtades mestadels från den nerlagda gruvan i Adak. För transporter använde man här vägen över Kokträsk längs med Skellefteälven norr om Jokkmokksliden, en väg som normalt sett har relativt lite trafik. Vi har skattat den sammanlagda påverkan under byggfasen genom att relatera placeringen av den nya infrastrukturen till GPS- eller spillningsdata på ren. Här använde vi oss av variablerna täthet eller avstånd till ny väg eller kraftledning (se beskrivning ovan) alternativt av täthet eller avstånd till all ny infrastruktur som en variabel. Vi har inte stude-

rat påverkan från enskilda händelser under byggfasen eftersom det skulle ha krävt ett större antal GPS-märkta renar i området vilket inte fanns att tillgå. Det är också den sammanlagda effekten som är mest intressant att studera eftersom det ger en bild av om vi har en störning på regional nivå (se avsnittet Störningsstudier på ren).

Väderlek

Data på temperatur och vindstyrka insamlat var tredje timme i Malå-Brännan (N 65° 9.060', E 18° 35.334') SMHI-väderstation väster om Malå samhälle beställdes från SMHI. För att få väderdata för varje GPS-position som är tagen varannan timme har vi gjort en linjär interpolation av värdet för temperatur och vindstyrka vid den aktuella tidpunkten.

Topografi

Vi använde oss av flera olika topografiska faktorer. Som grunddata använde vi oss av den svenska höjdmodellen med en upplösning på 50 m i horisontalled och ±2 m i höjdled. Vidare använde vi oss av höjdmodellen och beräknade sluttningarnas lutning, sluttningens väderstreck indelat i fyra klasser enligt kompassens kardinalriktningar, samt terrängens brutenhet (enligt Sappington m.fl. 2007).

Spillningsinventering

Spillningsinventeringen gjordes genom systematisk provyteinventering (Skarin och Hörnell-Willebrand 2011). Studieområdet inventerades på både lokal och regional nivå med förtätade provytor över bergen där vindkraftparkerna har byggts och med glesare provytor över ett större område som täcker in båda vindkraftparkerna och området runt omkring med ett avstånd på 10–15 kilometer (Fig. 1). Den lokala inventeringen över Storlidens vindkraftpark består av 357 provytor utlagda med 100 m mellanrum längs transekter som ligger med ett avstånd på 300 m i öst-västlig riktning. Över Jokkmokksliden lades 417 provytor ut enligt samma system men transekterna lades i nord-sydlig riktning. Den regionala inventeringen gjordes genom att lägga ut 30 trakter i form av kvadrater om 1x1 km, längs varje trakt lades 20 provytor ut med 200 m mellanrum, totalt 547 ytor. Totalt har mellan 1250 till 1314 provytor rensats och inventerats på spillning en gång om året mellan den 25 maj och 6 juni under åren 2009–2012 (de ytor där inte pinnen hittades märktes upp igen och rensades för att sedan kunna inventeras året därpå). Detta innebär att vi har inventerat renens habitatanvändning under ett år i taget, med undantag för första årets inventering då spillningen kan representera flera år beroende på hur lång tid spillningen ligger kvar i terrängen (Skarin 2008). Eftersom renarna endast är i området under barmarkssäsongen representerar spillningen renens habitatanvändning under barmarkssäsongen året innan inventeringen gjordes. Inventeringen som gjordes 2009 representerar således renens användning av området under 2008 och bakåt, och inventeringen 2010 representerar renens användning av området år 2009 osv.

Analys av spillningsdata

För att kunna säga något om den rumsliga fördelningen av spillning i ett område måste tätheten av spillning på något sätt relateras till omgivningen. Vi har använt en regressionsmodell för att göra en skattning av hur vägar, vindkraft och andra miljöfaktorer påverkar närvaron av spillning (inventerat med provytemetodiken) det vill säga renens habitatval. Vi har här använt oss av samma metodik som tagits fram av Skarin och Rönnegård (2011) och som beskrivs i Spillningsrapporten (Skarin och Hörnell-Willebrand 2011).

Här följer den globala modell som vi skattat. Det är en Poisson GLM av antalet spillningshögar per provyta på de olika miljöfaktorerna (se tabell 1):

$$\mu = E(y)$$
$$\log(\mu) = \text{Vegetation} + \text{Väderstreck} + \text{Höjd} + \text{StörreVäg} + \text{Skogsbilväg} + \text{Kraftledn} + \text{Brutenhet} + \text{SkogHöjd} + \underbrace{\text{NyVäg} + \text{NyKraftledn}}_{\text{alt. Ny infrastruktur}}$$

där *y* står för antalet spillningshögar i varje inventeringsyta. Enligt standardmodellen för en Poisson GLM antas logaritmen av det förväntade antalet bero linjärt av de förklarande variablerna. *Vegetation* är vegetationstyp i inventeringsytan, *Väderstreck* är väderstreck på sluttningen, *Höjd* är höjden över havet i meter, *Väg* är antingen avstånd från närmaste väg i meter (här logaritmen av avståndet eftersom man kan anta att betydelsen av vägen avtar med ökat avstånd), eller så har vi använt km av vägar per km^2, *Kraftledn* är avstånd från närmaste befintlig kraftledning i meter (även det logaritmen av avståndet) eller km av kraftledningar per km^2, *Brutenhet* är terrängens brutenhet uträknad utifrån lutningen och höjden (Sappington m fl. 2007) och *SkogHöjd* är skogens höjd i meter. Den nya infrastrukturen i området testades genom att ta logaritmen av avståndet till den nya infrastrukturen eller genom att räkna ut tätheten på samma sätt som för vägar och kraftledningar ovan. Vi testade dels *Nya vägar* och *Ny kraftledning* uppdelat som två olika variabler och även allt sammanslaget som *Ny infrastruktur* i en variabel. Vi testade även om det fanns någon effekt av bergen innan byggstart, dvs. om renarna undvek eller föredrog att vistas på bergen oavsett vindparken, genom att lägga in parametrarna för den nya infrastrukturen för åren innan byggstart.

Modellen anpassades med hjälp av glm funktionen i R (genom att använda poisson fördelningsfunktionen). Det är inte alltid som alla miljöfaktorer förklarar förekomsten av spillning på ett bra sätt, för att välja vilka variabler som förklarar förekomsten på bästa sätt använde vi oss av modellurval med hjälp av Akaike informations kriterium (AIC; Burnham och Anderson 2002). Vi har här använt oss av stepAIC()-funktionen i R.

GPS på ren

Sedan sent 1990-tal har det blivit alltmer vanligt att utrusta djur med halsband som har GPS-mottagare för att kartlägga djurens val av område eller habitat. GPS-utrustningen registrerar var djuret är vid vissa förutbestämda (inprogrammerade) tidpunkter, vilket är en stor fördel i habitatstudier. Tekniken har utvecklats från att man bara kunde lagra positioner i ett minne i GPS-utrustningen och sedan ladda ner positionsuppgifter ur minnet när halsbanden tagits av djuren, till att ladda ner informationen från GPS-mottagaren via GSM-nätet alternativt via GPRS och därigenom kunna följa djuret mer eller mindre i realtid.

I Malå sameby har man sedan 2007 haft GPS-halsband på vajor. Sammanlagt har samebyn haft 136 olika GPS-halsband på renarna men p.g.a. skiftande kvalitet har inte alla halsband fungerat. För det här projektets räkning har positionsdata från mellan 9 och 16 renar beroende på år och studieperiod och renens utbredning inom studieområdet kunnat användas (tabell 4). GPS-halsbanden registrerade och sparade renens position varannan timme. Med denna information har vi kunnat kartlägga när olika områden har varit attraktiva för renarna, t.ex. vilken tid på dygnet olika områden användes. Man kan också se hur renarnas rörelsemönster relaterar till olika betesområden och till infrastruktur som vägar och kraftledningar.

Tabell 4. Indelning av analysperioder för GPS-data över de tre åren och antal dagar och renar per period, för alla perioder har positioner tagits varannan timme. Tiden mellan kalvning och högsommar har tagits bort eftersom det varit kalvmärkning.

	År	Datum	Antal dagar	Antal renar
Kalvning	2008	12/5-18/6	37	16
	2009	2/5-19/6	49	9
	2010	10/5-24/6	46	14
Högsommar	2008	14/7-31/7	49	16
	2009	14/7-31/7	49	15
	2010	14/7-31/7	49	16

Vi analyserade inte data som var insamlat under de perioder som renarna på något sätt hanterades, samlades in eller flyttades av renskötarna. Under sommaren sker normalt kalvmärkning i slutet på juni och början på juli, vi delade därför in data i två perioder per år, kalvningstiden och högsommar (tabell 4). Kalvningsperiodernas längd skiljer sig åt mellan år eftersom tidpunkt för flytt till kalvningslandet, samt tidpunkt för kalvmärkning, har skett vid olika tidpunkter de olika studieåren.

Analys av renens hemområden

För att studera vilka områden renarna gärna uppehåller sig i och hur de använder dessa områden kan man uppskatta renarnas hemområden med hjälp av hemområdesberäkningar. Vi har beräknat renens användningsutbredning, hädanefter kallad UD efter engelskans ”utilisation distribution” (van Winkle

1975) inom hemområdet. UD är en täthetsfunktion av sannolikheten för att hitta igen djuret inom det givna området och tidsperioden. Här har vi skattat renarnas UD med Brownian Bridges Movement Models (BBMM; Horne m.fl. 2007). Där man tar hänsyn till hur de olika positionerna hänger ihop i tid och rum. Modellen knyter främst ihop positioner som ligger nära varandra i tiden men inte nödvändigtvis i rummet. BBMM är speciellt bra för att identifiera migrationskorridorer (Sawyer m.fl. 2009). För varje period och ren beräknades en BBMM-UD med hjälp av kernelbb()-funktionen i R. Utbredningen av UD anges som ett raster med en upplösning som vi här har valt till 300 m vilket motsvarar renes ungefärliga medelhastighet mellan varje position, det var också en lämplig storlek för att göra ytterligare analyser av hemområdena. Vi gjorde sedan visuella inspektioner av hur hemområdena låg i terrängen på kartan i relation till de olika omvärldsfaktorerna för att identifiera viktiga korridorer mellan de olika identifierade betesområdena i studieområdet.

För att skatta vilka områden och faktorer som har betydelse för renens UD, använde vi multipla linjära regressioner med generaliserad minsta kvadrat-anpasssning, gls()-funktionen i R, där logaritmen av UD-tätheten i varje pixel (300 m cell storlek) var responsvariabel och de olika miljöfaktorerna inom varje cell var prediktionsvariabler (Marzluff m.fl. 2004). För att korrigera för spatial autokorrelation där närliggande celler har större sannolikhet att ha samma värde anpassade vi också modellen till en korrelationsmatris som anpassades för varje individ.

$$\log(UD) = \text{Vegetation} + \text{SkogHöjd} + \text{Höjd} + \text{Brutenhet} + \text{Lutning} + \text{Väderstreck} + \text{StörreVäg} + \text{Skogsbilväg} + \text{Kraftledn} + \underbrace{\text{NyVäg} + \text{NyKraftledn}}_{\text{alt. Ny infrastruktur}}$$

För att få fram den bästa modellen med de givna parametrarna för den fulla modellen använde vi oss av AIC och stepAIC() på samma sätt som i analysen av spillningsdata, med skillnaden att vi skattade alla modeller med både vanlig vegetationsklassningen och enligt renbetestypsklassningen. När vi fått fram den bästa modellen för respektive säsong testades även olika buffertavstånd till den infrastruktur som fanns i området om någon av dessa parametrar var signifikant i den bästa modellen.

Analys av renens rörelsemönster

För att ta reda på om renarnas fria strövning påverkas av vindkraftparkerna och övrig infrastruktur har vi studerat renarnas dygnsrytm och aktivitetsmönster. Djur som lever fritt i naturen följer ofta dygnets variation i sina rörelsemönster och vanor. Ett annat sätt att använda GPS-data är att se hur avståndet mellan GPS-positionerna varierar över dygnet och i olika områden. Vid kortare avstånd mellan positionerna, dvs lägre aktivitet eller rörelsehastighet, kan man anta att renen har haft betesro och inte störts i sitt rörelsemönster av några yttre faktorer i lika stor utsträckning som om de har ett långt avstånd mellan

positionerna. Detta avstånd benämns steglängd och det finns flera olika sätt att studera hur detta varierar. Ett sätt är att studera hur steglängden varierar med dygnet. För att inte dygnsvariationen ska dominera i analysen så kan man använda avtrendad steglängd (hädanefter kallad DSL från engelskans ”detrended step length”; Dray m.fl. 2010) (Fig. 3). DSL kan sedan analyseras med avseende på andra faktorer än de som är kopplade till dygnsvariationen. Här valde vi att skatta hur steglängden berodde på vegetationstyp (vanlig klassning eller renbetestyper), skogens höjd, höjd över havet, sluttningens lutning, terrängens brutenhet, täthet av större vägar, skogsbilvägar och kraftledningar (tabell 3) i multipel linjär regression på liknande sätt som för analysen av UD:

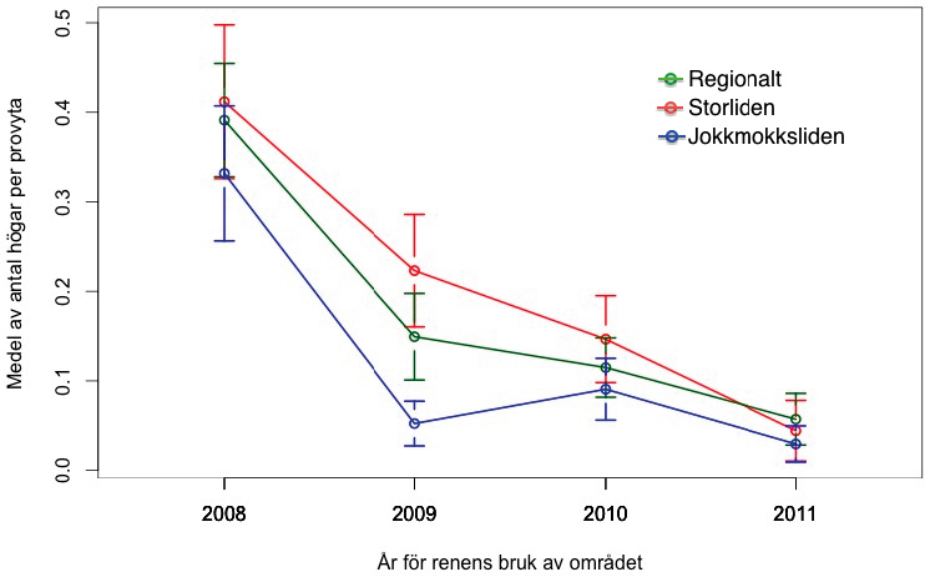
$$\log(DSL) = Vegetation + SkogHöjd + Höjd + Brutenhet + Lutning + Väderstreck + StörreVäg + Skogsbilväg + Kraftledn + \underbrace{NyVäg + NyKraftledn}_{\text{alt. Ny infrastruktur}}$$

För att korrigera för att spatial autokorrelation där närliggande celler har större sannolikhet att ha samma värde anpassade vi också modellen till en exponentiell korrelationsmatris. Även här använde vi oss av AIC och stepAIC()-funktionen i R för att skatta den bästa modellen med avseende på antalet parametrar.

Resultat

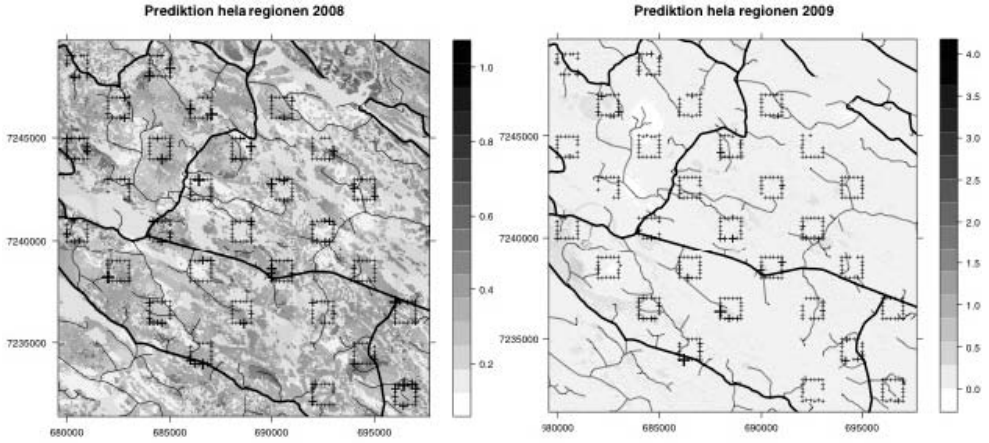
Spillningsinventering

Alla resultat från spillningsinventeringen representerar renens användning av området från maj till oktober månad, dvs. under kalvningstiden, sommaren och hösten. Under vintern vistas renarna i samebyn i vinterbetesområden längre österut. En jämförelse av medeltätheten av spillning mellan 2009, 2010 och 2011 då vi har rensade provytor visar att mängden spillning har minskat på Storliden med 80 procent och över hela regionen med 60 procent (Fig. 4). Jokkmokksliden har ungefär lika mycket spillning 2009 och 2011 och en ökning av spillning 2010. Eftersom spillningen kan ligga kvar i terrängen i minst fyra år i torra vegetationstyper (Skarin 2008), kan vi inte ta med första årets inventering i den här jämförelsen, notera också att mängden spillning är betydligt högre under år 2008 (Fig. 4).



Figur 4. Medelvärdet (med ± 95% konfidensintervall angivet) av antalet spillningshögar för de orensade och rensade provytorna inom respektive område för år 2008-2011.

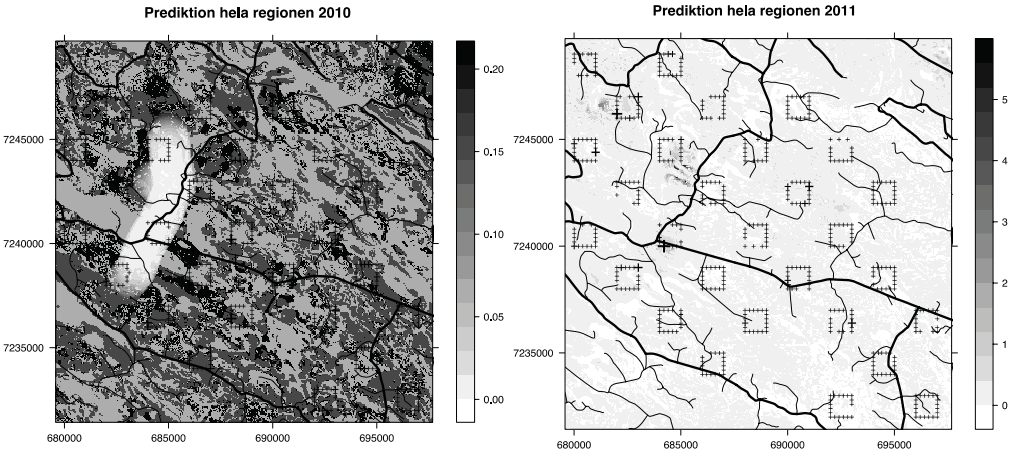
Spillningsinventeringen på den regionala skalan, dvs. hela studieområdet (Fig. 5), från 2008 och bakåt visar att renarna undvek skogsbilvägar. Året före byggfasen (2009), undvek renarna de befintliga kraftledningarna samt området där vindkraftparken kommer att byggas. Resultaten från första årets byggfas (2010; Fig. 6) visar att renarna undvek området kring de nya kraftledningarna. Andra årets byggfas (2011) visar att renarna föredragit att vistas längs de nya kraftledningsgatorna, medan de undviker den befintliga kraftledningen, de undviker också skogsbilvägar. Inventeringen visade också att renarna föredrog kalhyggen och barrskog (äldre skog) framför ungskog före byggstart och att de föredrog barrskog och ungskog framför kalhyggen efter byggstart. Kalmark föredrogs specifikt år 2009 och 2011.



	Värde	SE	Pr(>|z|)
(Intercept)	-1,366	0,186	0,000
Barrskog	0,913	0,190	0,000
Ungskog	0,665	0,225	0,003
Kalhygge	1,376	0,255	0,000
Täthet vägar <5 m	-0,421	0,196	0,031

	Värde	SE	Pr(>|z|)
(Intercept)	1,643	1,537	0,316
Barrskog	1,058	0,353	0,003
Ungskog	0,955	0,372	0,010
Kalhygge	0,992	0,468	0,034
Skogens höjd (m)	-0,059	0,025	0,017
Täthet kraftledning	-3,604	1,177	0,002
Avst gruva Storliden	-0,413	0,181	0,023
Täthet ny väg	-2,785	1,118	0,013

Figur 5. Kartor över predikterad utbredning av renspillning i hela studieområdet för år 2008 (orensade ytor) och 2009 (rensade ytor), före byggnation. Värdena i tabellerna är de skattade regressionsvärden från GLM-modellen för respektive år. Kryssen (+) på kartan markerar var inventeringspunkterna ligger och dess storlek är relaterad till antal högar som är hittade på platsen, cirklarna (•) markerar var vindkraftverken är byggda (uppförda under 2011).

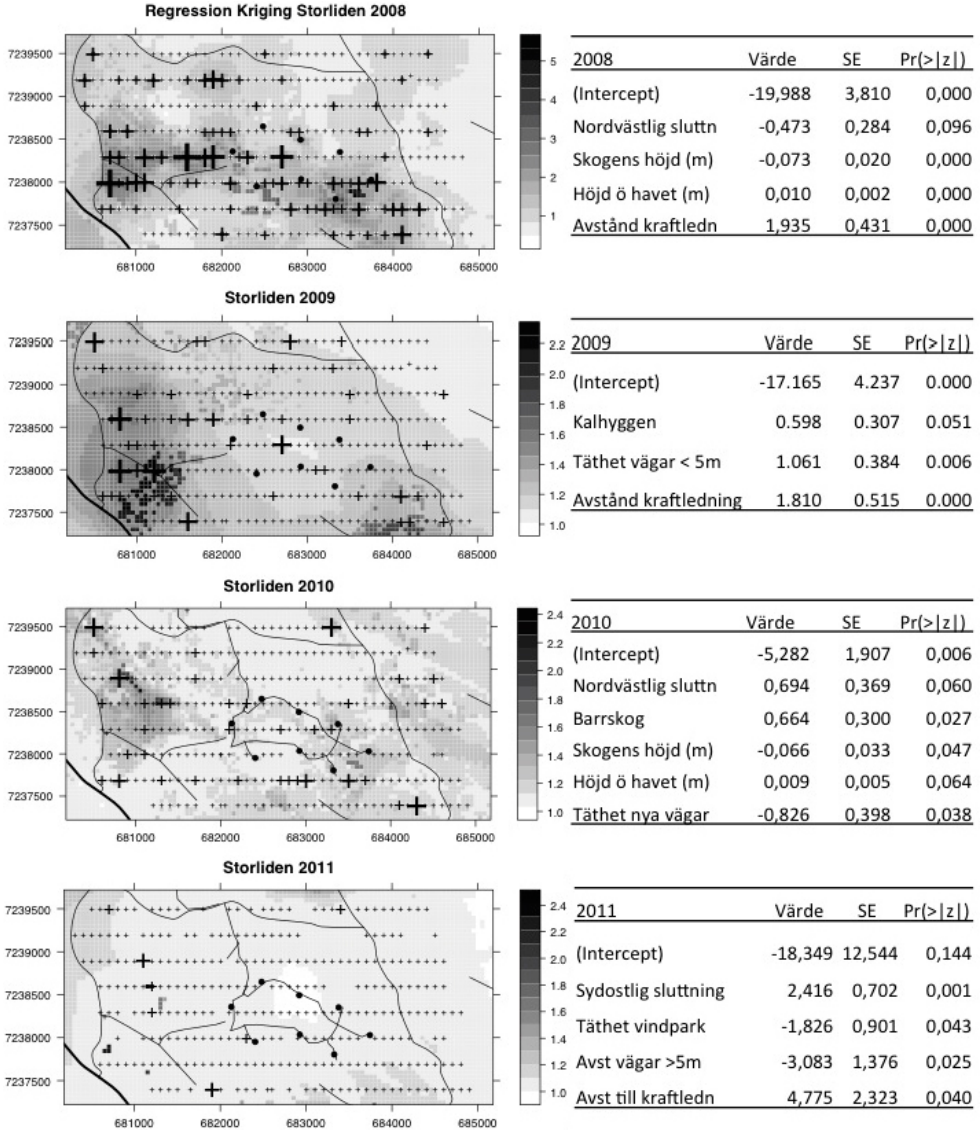


	Värde	SE	Pr(>|z|)
(Intercept)	-2,740	0,278	0,000
Barrskog	0,814	0,336	0,015
Ungskog	1,144	0,356	0,001
Täthet ny kraftledning	-5,141	3,017	0,088

	Estimate	Std, Error	Pr(>|z|)
(Intercept)	-6,731	1,903	0,000
Sydostlig sluttning	-1,450	0,629	0,021
Barrskog	2,422	0,682	0,000
Ungskog	2,085	0,717	0,004
Hygge	1,703	0,937	0,069
Skogens höjd (m)	-0,110	0,041	0,008
Höjd ö havet (m)	0,011	0,005	0,031
Sluttning (°)	-0,192	0,121	0,113
Täthet ny kraftledning	2,834	0,990	0,004
Täthet kraftledning	-1,464	1,128	0,194
Täthet vägar <5 m	-1,087	0,621	0,080

Figur 6. Kartor över predikterad utbredning av renspillning i Jokkmokksliden för år 2010 och 2011 (rensade ytor), de år som parkerna byggdes. Värdena i tabellerna är de skattade regressionsvärden från GLM-modellen för respektive år. Kryssen (+) på kartan markerar var inventeringspunkterna ligger och dess storlek är relaterad till antal högar som är hittade på platsen, cirklarna (•) markerar var vindkraftverken är byggda (uppförda under 2011), och linjerna markerar var vägarna går i området, de nya vägarna är endast utritade efter det att de började byggas.

Den första inventeringen från Storliden som representerar renarnas användning från 2008 och bakåt i tiden, visar att renarna undviker den nordvästliga sidan av berget, områden högre upp i terrängen och den befintliga kraftledningen, samt att de föredrar kalmark (Fig. 7). År 2009 visar resultaten att renarna föredrar kalhyggen och skogsbilvägar men att de fortfarande undviker området kring kraftledningarna. År 2010, byggfasens första år, undviker renarna området nära de nyanlagda vindkraftvägarna till skillnad från året innan byggstart (Fig. 7) i övrigt föredrar de faktiskt den nordvästliga sidan av berget till skillnad från första året. Byggfasens andra år, 2011, föredrar renarna områden som ligger närmare de större vägarna och de undviker vindkraftparken samt de befintliga kraftledningarna. De föredrar också de sydostliga sluttningarna.



2008	Värde	SE	Pr(>|z|)
(Intercept)	-19,988	3,810	0,000
Nordvästlig sluttn	-0,473	0,284	0,096
Skogens höjd (m)	-0,073	0,020	0,000
Höjd ö havet (m)	0,010	0,002	0,000
Avstånd kraftledn	1,935	0,431	0,000

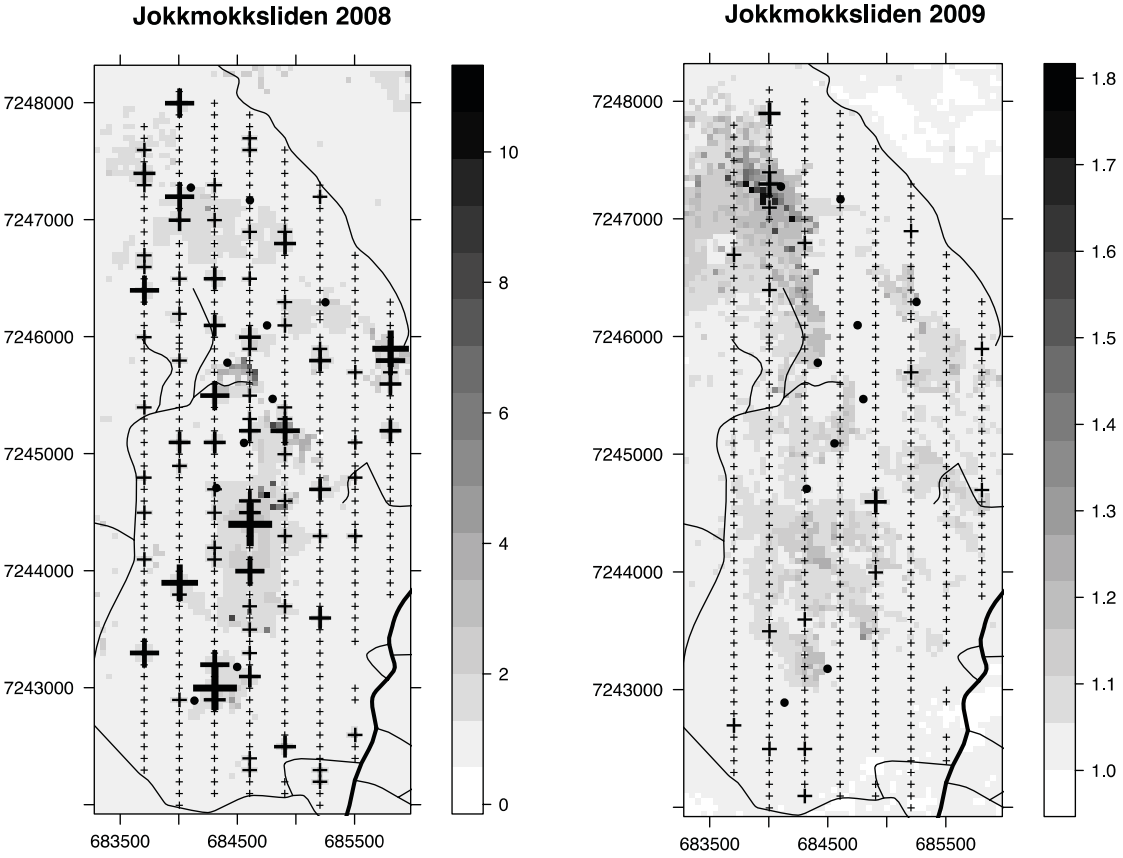
2009	Värde	SE	Pr(>|z|)
(Intercept)	-17.165	4.237	0.000
Kalhyggen	0.598	0.307	0.051
Täthet vägar < 5m	1.061	0.384	0.006
Avstånd kraftledning	1.810	0.515	0.000

2010	Värde	SE	Pr(>|z|)
(Intercept)	-5,282	1,907	0,006
Nordvästlig sluttn	0,694	0,369	0,060
Barrskog	0,664	0,300	0,027
Skogens höjd (m)	-0,066	0,033	0,047
Höjd ö havet (m)	0,009	0,005	0,064
Täthet nya vägar	-0,826	0,398	0,038

2011	Värde	SE	Pr(>|z|)
(Intercept)	-18,349	12,544	0,144
Sydostlig sluttning	2,416	0,702	0,001
Täthet vindpark	-1,826	0,901	0,043
Avst vägar >5m	-3,083	1,376	0,025
Avst till kraftledn	4,775	2,323	0,040

Figur 7. Kartor över predikterad utbredning av renspillning i Storliden för 2008-2011, observera att kartan för 2008 baseras på orensade ytor. Värdena i tabellerna är de skattade regressionsvärden från GLM-modellen för respektive år med standardfelet och p-värdet angivet. Kryssen (+) på kartan markerar var inventeringspunkterna ligger och dess storlek är relaterad till antal högar som är hittade på platsen, cirklarna (•) markerar var vindkraftverken är byggda (uppförda under 2011), och linjerna markerar var vägarna går i området, de nya vägarna är endast utritade efter det att de började byggas.

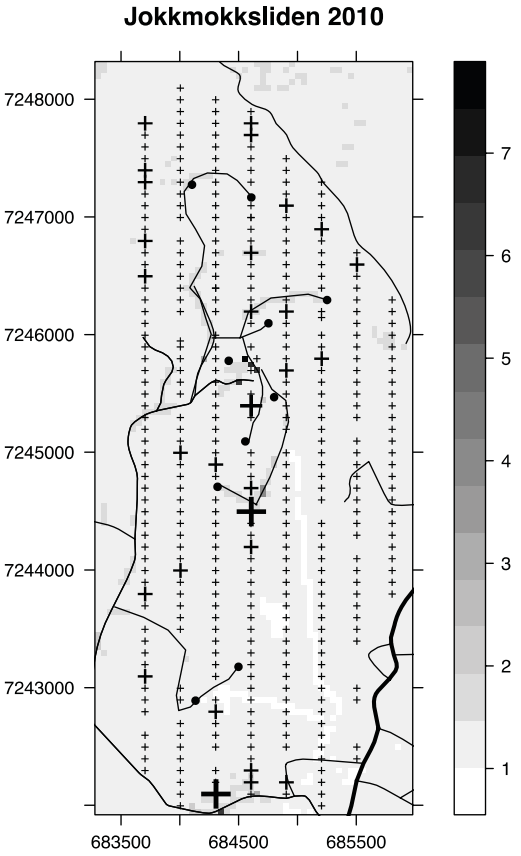
På Jokkmokksliden visar inventeringarna före byggfasen att renarna precis som på Storliden har undvikit området närmare de befintliga kraftledningarna och de allmänna vägarna samt skogsbilvägarna i området (Fig. 8a). År 2010, byggfasens första år, använder renarna områden nära de nya vägarna mer än andra områden, men som på Storliden undviker renarna de nya kraftledningarna till vindparken, (Fig. 8b), samma resultat som på regional skala. År 2011, byggfasens andra år, har renarna tvärtom föredragit att vistas nära de nya kraftledningsgatorna. Renarna undviker också de högre områdena som ligger närmare vindkraftverken, områden som de föredrog före byggfasen.

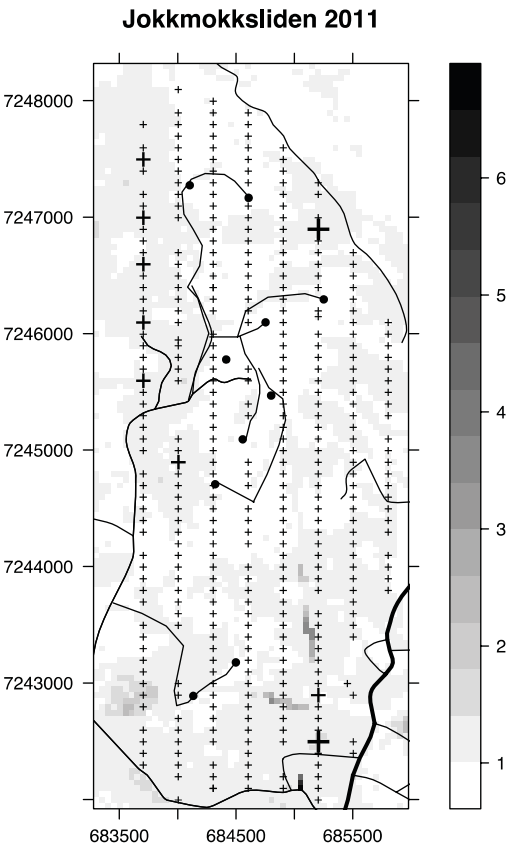


2008	Värde	SE	Pr(>|z|)
(Intercept)	-3,124	1,281	0,015
Nordostlig sluttning	-0,736	0,278	0,008
Nordvästlig sluttning	-0,400	0,222	0,072
Kalhygge	0,971	0,277	0,000
Höjd	0,007	0,003	0,008
Sluttningens lutning	-0,087	0,033	0,009
Täthet vägar > 5m	-1,205	0,738	0,103
Täthet vägar < 5m	-0,701	0,271	0,010

2009	Värde	SE	Pr(>|z|)
(Intercept)	-16,255	7,136	0,023
Nordostlig sluttning	-1,697	0,772	0,028
Sydostlig sluttning	-0,912	0,527	0,084
Ungskog	0,897	0,500	0,073
Skogens höjd (m)	0,188	0,110	0,086
Avst kraftledning	1,578	0,883	0,074
Täthet vägar < 5m	-1,439	0,694	0,038

Figur 8 a. Kartor över predikterad utbredning av renspillning i Jokkmokksliden för 2008-2009, observera att kartan för 2008 baseras på orensade ytor. Värdena i tabellerna är de skattade regressionsvärden från GLM-modellen för respektive år med standardfel och p-värdet angivet. Kryssen (+) på kartan markerar var inventeringspunkterna ligger och dess storlek är relaterad till antal högar som är hittade på platsen, cirklarna (•) markerar var vindkraftverken är byggda (uppförda under 2011), och linjerna markerar var vägarna går i området, de nya vägarna är endast utritade efter det att de började byggas.





2010	Värde	SE	Pr(>|z|)
(Intercept)	-5,737	1,597	0,000
Nordostlig sluttning	1,196	0,853	0,161
Nordvästlig sluttning	1,620	0,770	0,035
Sydostlig sluttning	2,306	0,784	0,003
Myr	0,876	0,545	0,108
Ungskog	1,128	0,498	0,023
Kalhygge	-0,284	0,112	0,011
Avst ny kraftledn	0,460	0,212	0,030
Avst ny väg	-5,737	1,597	0,000

2011	Värde	SE	Pr(>|z|)
(Intercept)	7,199	4,702	0,126
Nordostlig sluttning	-1,694	1,137	0,136
Nordvästlig sluttning	1,567	0,706	0,027
Barrskog	2,257	0,747	0,003
Höjd	-0,026	0,012	0,032
Sluttningen lutning	0,311	0,134	0,021
Avst ny kraftledn	-0,496	0,182	0,006

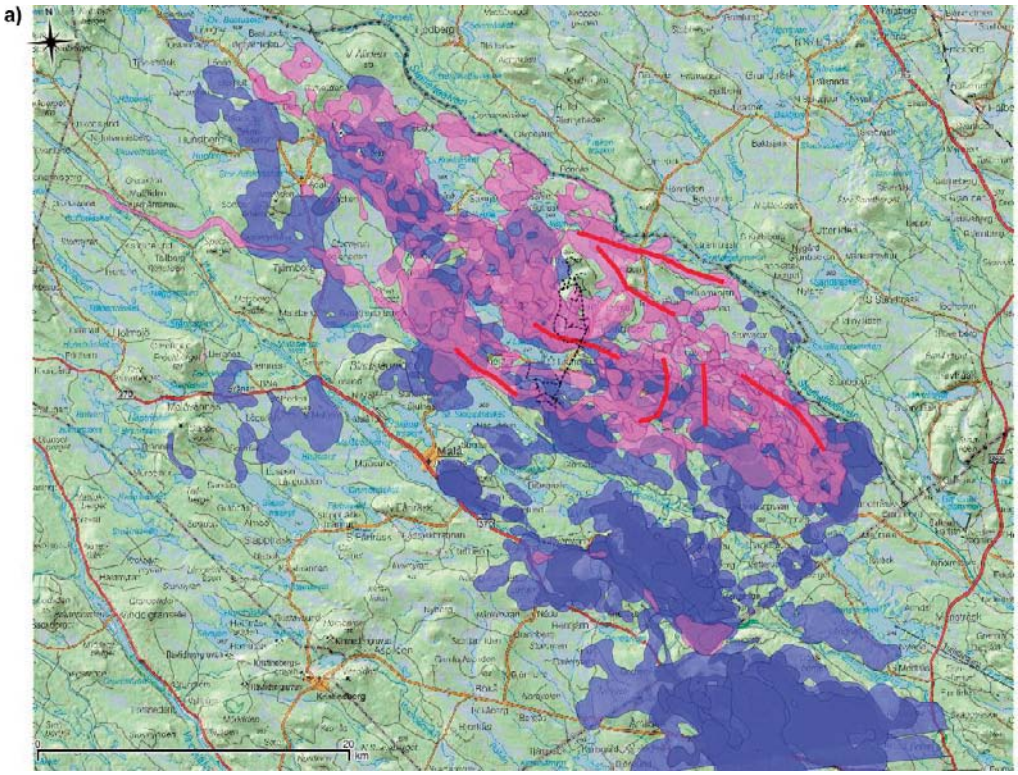
Figur 8 b. Kartor över predikterad utbredning av renspillning i Jokkmokksliden för 2010–2011, de år med rensade ytor.

GPS på ren

Renarnas hemområden och rörelsehastighet

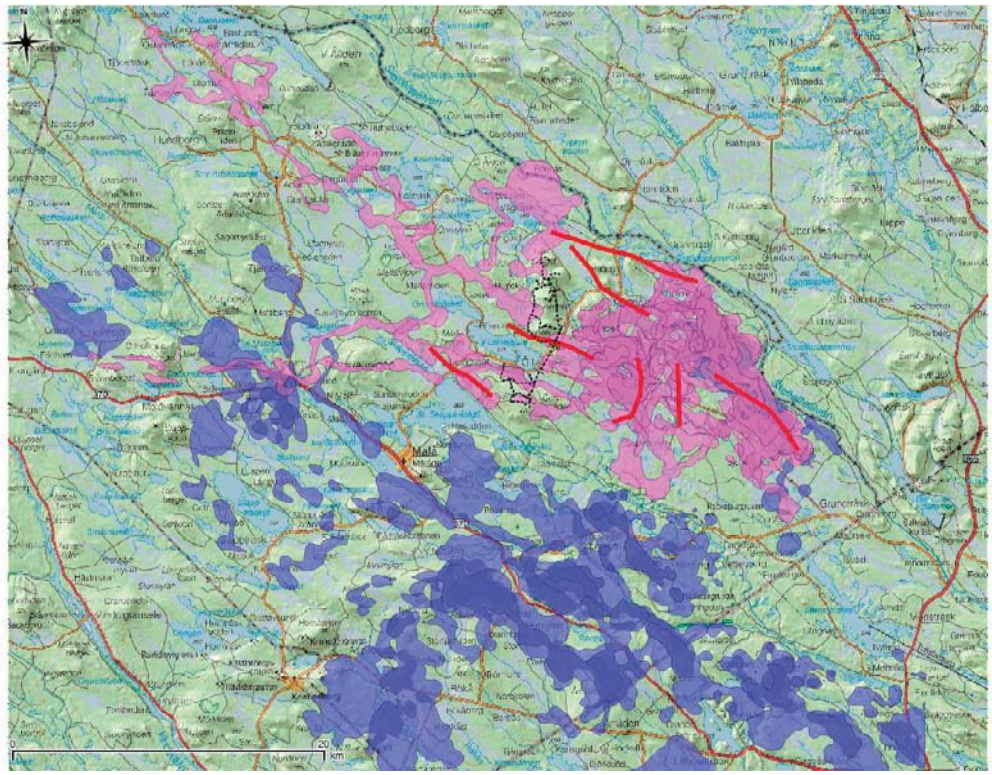
Under kalvningen de tre studieåren är utbredningen av renarnas hemområden inom samebyn lika (Fig. 9). Vi har valt att studera GPS-data från de renar som använder den nordöstra delen av samebyns sommarbetesområde, vilket är vårt huvudstudieområde (Fig. 1). Högsommaren 2008 använder renarna i stort sett samma område som under kalvningen medan de under högsomrarna 2009 och 2010 framförallt använder områden sydväst om huvudstudieområdet.

Med hjälp av visuella studier av renarnas hemområden under framförallt kalvningen identifierade vi 6–7 möjliga naturliga passager mellan de olika betesområdena, tre–fyra stycken går över Mörttjärnvägen och tre korridorer går över Grundträskvägen (Fig. 10). De tre passagerna som går över Mörttjärnvägen norr om Storliden ser ut att ha påverkats negativt av byggfasen (Fig. 9). Renarnas rörelser i passagerna över Grundträskvägen verkar vara mer opåverkade av både befintlig och nyanlagd infrastruktur.

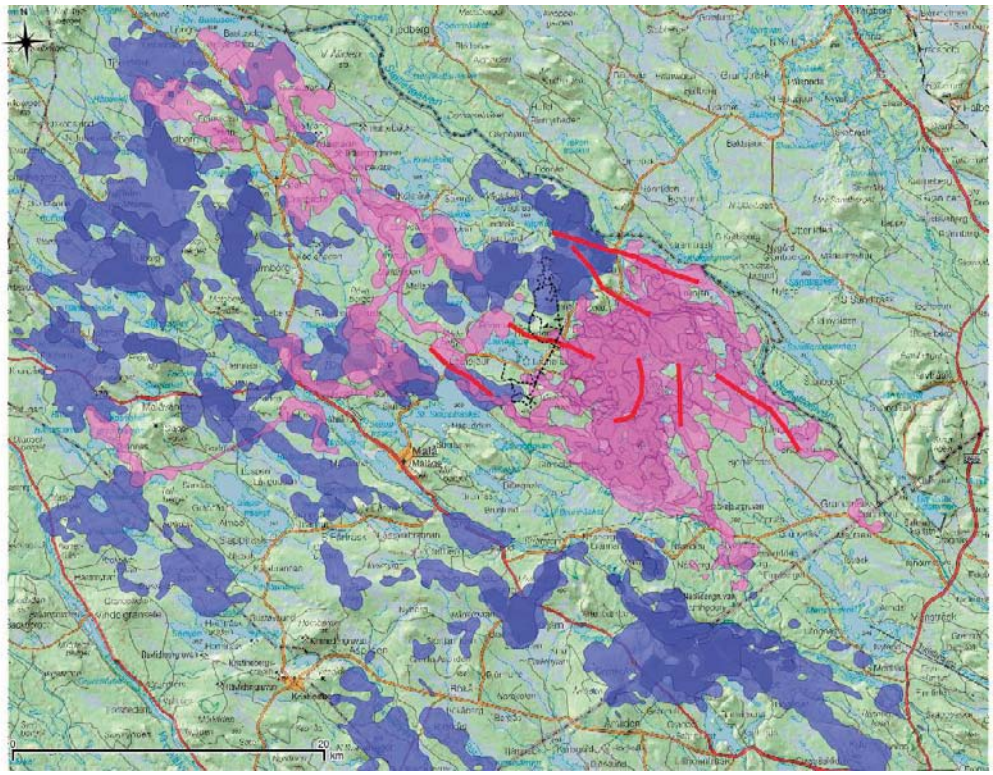


Figur 9. Kartor över renarnas hemområden a) 2008 (kalvning 12 maj – 18 juni (rosa), högsommar 14 juli- 31 augusti (blå)) b) 2009 (kalvning 2 maj – 19 juni (rosa), högsommar 14 juli- 31 augusti (blå)) c) 2010 (kalvning 10 maj – 24 juni högsommar 14 juli- 31 augusti (blå)). De röda linjerna visar schematiskt de identifierade möjliga vandringskorridorerna över Mörttjärnvägen och Grundträskvägen. Infrastrukturen i vindkraftparkerna på bergen Storliden och Jokkmokksliden är markerade i streckade svarta linjer. Lantmäteriet © i2012/107.

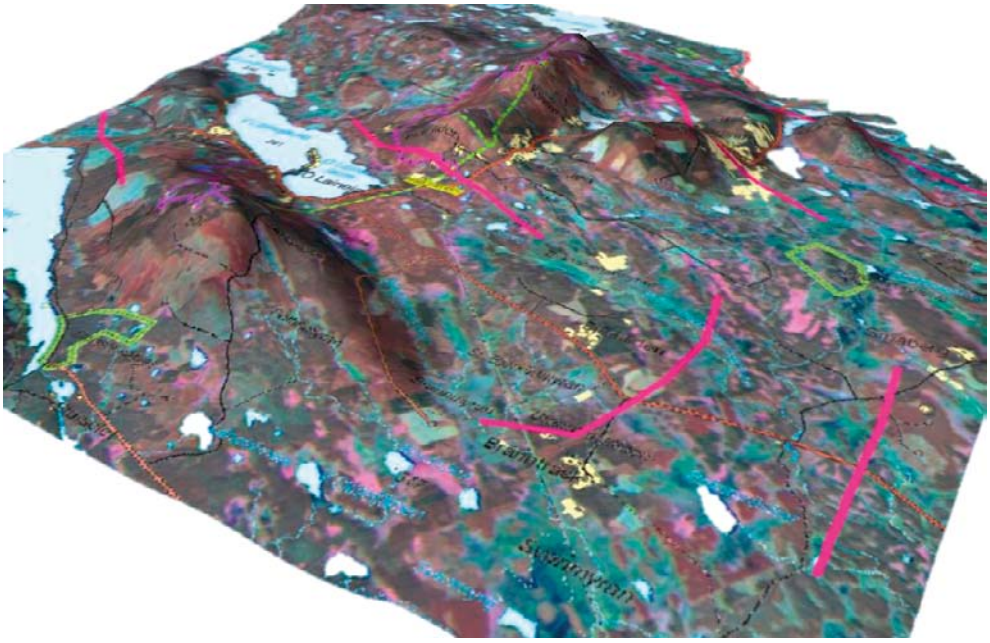
b)



c)



Figur 9. Forts.



Figur 10. 3D-bild over huvudstudieområdet med de identifierade vandringskorridorerna i rött och de nya kraftledningsgatorna i streckat ljusgrön och de nya vägarna skymtar i lila på de båda bergen.

De individuella renarnas användning av sina hemområden både under kalvning och under högsommaren visar att de undviker områden nära de större vägarna, samt att de under kalvningsperioderna gärna föredrar kalmark (Tabell 5), och under högsommaren söker de sig gärna till områden högt i terrängen. Det fanns också tendenser till att de undvek de befintliga kraftledningarna 2009 både under kalvning och under högsommar. Under 2008 och 2009 (både kalvning och högsommar) har de en högre preferens för områden med högre renbeteskvalitet enligt klassningen av SMD-data medan de under 2010 har högst preferens för grönbete av mindre god kvalitet. Under 2009 undvek renarna Jokkmokksliden med ett avstånd av 3 km men däremot undvek de inte Storliden. Under 2010 (första årets byggfas), undvek de både Jokkmokksliden och Storliden med ett avstånd av 3,5 km.

Resultaten från de skattade regressionsmodellerna av renens rörelsehastighet på de olika miljöfaktorerna visade att vind och temperatur hade stor betydelse för renarnas rörelsehastighet. Under alla perioder utom för högsommaren 2010 ökade renarnas rörelsehastighet med högre temperaturer. Vindhastigheten hade inte lika stor betydelse men under kalvningen 2008 och högsommaren 2009 och 2010 minskade renarnas rörelsehastighet vid högre vindhastighet.

I relation till infrastrukturen hade renarna högre rörelsehastighet i närheten av de större vägarna alla perioder utom för högsommaren 2009 (Tabell 5). Däremot fanns det tendenser till att renarna rörde sig långsammare i närheten av vindkraftsparkerna under kalvningen 2010, trots att de alltså valde bort att vistas där enligt analysen av hemområden. Under högsomrarna 2009 och 2010 rörde sig renarna långsammare i brantare terräng. Renarna rörde sig också långsammare över kalmark under kalvningsperioderna 2008 och 2010.

Tabell 5a. Värde för regressionskoefficienterna från modellerna som användes för att skatta renens hemområdesanvändning och rörelsehastighet (avtrendade steglängd) i relation till de olika habitatvariablerna. Tabellen visar resultaten under kalvningsperioderna 2008–2010. För val inom hemområdet innebär ett regressionsvärde >0 att renarna föredrar denna faktor, och för rörelsehastighet innebär ett regressionsvärde >0 att renarnas rörelsehastighet ökar i relation till denna faktor. Renbetestyperna är alla skattade mot varandra dvs. man jämför valet av eller hastigheten i en renbetetsyp mot valet av eller hastigheten i alla andra.

	Val inom hemområdet		Renens rörelsehastighet (m/h)	
Kalvningsperioden 2008	**Regressionskoefficient**	**p-värde**	**Regressionskoefficient**	**p-värde**
Temperatur	*	*	0,001	0,068
Vindhastighet (m/s)	*	*	–0,001	0,094
Skogens höjd (m)	–0,001	0,039	0,001	0,017
Höjd ö havet (m)	–0,001	0,015	–	–
Lutning (°)	–0,005	0,042	–	–
Täthet vägar > 5m	–	–	0,018	0,069
Sydostlig sluttning	–	–	–0,011	0,022
Renbetestyp Mycket god	0,694	0,000	7,749	0,000
Renbetestyp God	0,666	0,001	7,751	0,000
Renbetestyp Mindre god	0,686	0,000	7,750	0,000
Renbetestyp Impediment	0,603	0,002	7,771	0,000
Kalvningsperioden 2009				
Temperatur	–	–	0,002	0,004
log(Avst Jokkmokksliden (m))	–0,076	0,028	–	–
log(Avst Storliden (m))	0,024	0,389	–	–
Täthet vägar > 5 m	–0,101	0,099	0,028	0,003
Nordostlig sluttning	–	–	0,010	0,111
Nordvästlig sluttning	–	–	0,019	0,041
Sydostlig sluttning	–	–	0,015	0,011
Renbetestyp Mycket god	0,976	0,005	7,617	0,000
Renbetestyp God	0,997	0,005	7,620	0,000
Renbetestyp Mindre god	0,961	0,006	7,619	0,000
Renbetestyp Impediment	0,821	0,020	7,602	0,000
Kalvningsperioden 2010				
Temperatur	–	–	0,001	0,000
Skogens höjd (m)	–0,002	0,001	0,001	0,001
Terrängens brutenhet	–9,520	0,212	–	–
Lutning (°)	0,007	0,005	–	–
Täthet vägar > 5 m	–0,080	0,094	0,014	0,080
Täthet kraftledningar	–0,096	0,129	–	–
Täthet vindpark	–0,382	0,001	–0,033	0,109
Nordvästlig sluttning	0,029	0,020	–	–
Renbetestyp Mycket god	0,397	0,000	8,064	0,000
Renbetestyp God	0,406	0,000	8,060	0,000
Renbetestyp Mindre god	0,420	0,000	8,064	0,000
Renbetestyp Impediment	0,320	0,000	8,050	0,000

Fotnot: ”-”= variabeln är inte med i den valda modellen men i ursprungsmodellen,
* = variabeln är inte med i ursprungsmodellen

Tabell 5b. Tabellen visar resultaten under högsommaren 2008–2010. För förklaring till tabellen se 5a.

	Val inom hemområdet		Renens rörelsehastighet (m/h)	
Högsommar 2008	**Regressionskoefficient**	**p-värde**	**Regressionskoefficient**	**p-värde**
Temperatur	*	*	0,002	0,001
Vindhastighet (m/s)	*	*	–0,003	0,116
Höjd ö havet (m)	0,001	0,005	0,000	0,113
Täthet vägar > 5m	–0,046	0,001	0,014	0,124
Sydostlig sluttning	–0,006	0,095	–	–
Nordvästlig sluttning	–0,006	0,112	–	–
Renbetestyp Mycket god	–0,447	0,000	7,850	0,000
Renbetestyp God	–0,444	0,000	7,863	0,000
Renbetestyp Mindre god	–0,445	0,000	7,863	0,000
Renbetestyp Impediment	–0,453	0,000	7,812	0,000
Högsommar 2009				
Temperatur	*	*	0,002	0,002
Vindhastighet (m/s)	*	*	–0,004	0,040
Höjd ö havet (m)	0,001	0,000	0,000	0,109
Lutning (°)	–	–	–0,002	0,123
Täthet vägar < 5m	–0,053	0,010		
Sydostlig sluttning	–0,012	0,046	–	–
Renbetestyp Mycket god	–0,430	0,000	7,531	0,000
Renbetestyp God	–0,425	0,000	7,533	0,000
Renbetestyp Mindre god	–0,429	0,000	7,526	0,000
Renbetestyp Impediment	–0,456	0,000	7,515	0,000
Högsommar 2010				
Temperatur	*	*	–	–
Vindhastighet (m/s)	*	*	0,000	0,121
Höjd ö havet (m)	0,001	0,000	–	–
Lutning (°)	–	–	–0,002	0,045
Täthet vägar > 5m	–	–	0,031	0,008
Täthet kraftledning	0,097	0,138		
Renbetestyp Mycket god	–0,425	0,000	7,432	0,000
Renbetestyp God	–0,422	0,000	7,428	0,000
Renbetestyp Mindre god	–0,423	0,000	7,447	0,000
Renbetestyp Impediment	–0,432	0,000	7,440	0,000

Diskussion

Resultaten från analysen av både spillningsinventering och GPS-data visar att renarnas användning av bergen Storliden och Jokkmokksliden minskat under byggfasen av vindkraftsparkerna jämfört med tiden före byggfas. Det är mindre spillning både på berget Storliden och i hela regionen jämfört med innan. Både spillning och GPS-data visar också på en mindre användning av berget Jokkmokksliden redan före byggstart, medan renarna använder Storliden och övriga området öster om Mörttjärnvägen. Efter byggstart undviker renarna både Jokkmokksliden och Storliden. Resultaten från skattningen av habitatmodellerna för både spillning och GPS-data visar också på ett direkt negativt samband mellan täthet av vindparken och renarnas användning av området.

Det är också svårt att hitta andra förklaringar till att renarna skulle ha valt bort området än att man anlagt två vindkraftsparker. En förklaring till den minskade tätheten av spillning skulle kunna vara olika mycket nederbörd under studieåren och inte en minskad mängd renar. Nedbrytningshastigheten hos spillningen ökar om det är blötare väder (Skarin 2008), men under de år som vi har räknat spillning har medelnederbörden per månad för maj–oktober varit densamma (70 mm/mån, SMHI), vilket tyder på att spillningen påverkats av nederbörden på samma sätt de olika åren. En annan förklaring skulle kunna vara att renskötseln har påverkat renarnas val av betesområde under den här perioden. Under studieperioden har renarna rört sig fritt i området och i slutet på juni varje år har man samlat in renarna inför kalvmärkning (pers. komm. Jan Rannerud). Kalvmärkningen har skett i hagar som legat i närheten av renarnas uppehållsområden, för att man inte ska behöva driva kalvarna för långa sträckor. Det har inte heller varit några större aktiviteter av skogsbruk i området under byggfasen annat än den avverkning som skett i samband med byggandet av parkerna.

Andra förklaringar som vi inte har kunnat skatta i våra habitatmodeller är att renarna skulle ha blivit påverkade av rovdjur (e.g. Lima and Dill 1990). Det har tyvärr inte funnits GPS-märkta rovdjur i området som vi kunnat relatera till renarnas habitatval. Men det är väl känt att under kalvningen är det framförallt björn och kungsörn som är de största predatorerna på ren. Det finns både björn och kungsörn i det här området, men i ett regionalt perspektiv påverkas renarna förmodligen inte av om det är rovdjur i området, det är snarare så att t.ex. björnen rör sig i de områden där renarna är och inte tvärtom. Det har man sett tecken på i en pågående studie av björn och ren i Udtja och Gällivare skogssamebyar (Karlsson m.fl. 2012). På lokal skala kunde vi också se en trolig respons mot rovdjur genom att renarna söker sig till betesområden med lägre vegetation där de kan ha uppsikt över närområdet för att kunna upptäcka rovdjur.

Orsaken till att renarna redan innan byggstart valde bort Jokkmokksliden som betesområde beror mest troligt på att skogen är relativt hårt brukad med stora inslag av contorta och tät ungskog (Fig. 2), vilket gör att den inte är

attraktiv för renarna (Kumpula m.fl. 2007), något som också observerats av renskötarna (pers. komm. Jan Rannerud). Våra analyser visar att renarna före byggfasen tenderar att välja områden med högre kvalitet på betet och att de väljer bort områden som är av sämre kvalitet enligt renbetestyperna. I kartan över renbetestyper kan vi tydligt se att på Storliden har vindkraftsparken placerats rakt över ett område med god renbeteskvalitet medan betet på Jokkmokksliden verkar ligga inom mindre goda renbetesområden. Ytterligare en förklaring till att Jokkmokksliden undviks kan vara att berget tillsammans med Mörttjärnvägen ligger som en barriär mellan den östra och västra sidan av studieområdet (Fig 9.). Det är väl känt att renarna väljer vandringsvägar där det är lättare att komma fram och som följer terrängens formationer (Skarin m.fl. 2008, Panzacchi m.fl. 2012). Storliden som är ett berg i förlängningen av de stora myr- och skogsområdena österut i studieområdet används därför gärna av renarna. Enligt renskötarna använder renarna Storliden alldeles efter kalvningen, här finns också något glesare skog framförallt på södra sidan av berget och framstår som mer lättframkomligt för renarna. Den glesare skogen och myrområdena ger renarna en bättre möjlighet till att spana efter rovdjur jämfört med på Jokkmokksliden där den planterade skogen är relativt tät.

Positionen av renarnas hemområden under kalvningen visar också att renarna i större utsträckning har använt området som ligger öster om Mörttjärnsvägen än området väster om vägen, det är också få rörelser över vägen (Fig. 8). Under 2008 är det något fler än under 2009 och 2010. Passagen söder om Storliden verkar dock användas både före och under byggfasen vilket också visas av spillningsinventeringen på Storliden. Passagen strax söder om Jokkmokksliden vid Hemliden kan ha minskat som en följd av de nya 36 kV-kraftledningarna, ställverket och de nya och utökade vägarna in till Jokkmokkslidens vindkraftspark. De två passagerna nordost om Jokkmokksliden verkar också vara i riskzonen och har inte använts av GPS renar efter 2008. Transporterna av material från Adak-gruvan till byggnationen går också genom det här området och under 2010 kan det ha påverkat renarnas användning av dessa passager. Det här kan vara ett exempel på en kumulativ effekt av vindkraftparkerna tillkomst, områden som redan är påverkade, påverkas ytterligare och renarna slutar att använda området.

Under högsommaren breder renarnas hemområden ut sig över större områden och de förflyttar sig över större områden längre bort från området med vindkraftparkerna, analyserna av deras rörelsemönster under högsommaren 2010 visar också att de inte har påverkas av utbyggnaden i lika stor utsträckning under den här perioden (e.g. Skarin m.fl. 2004). Men oavsett om renarna rör sig långa eller korta sträckor visar renarnas ökade rörelsehastighet och undvikande av områden i närheten av de större vägarna, att de är ett problem som hindrar renarna att använda landskapet på ett optimalt sätt (Dyer m.fl. 2001, Nellemann m.fl. 2001).

På lokal nivå kring vindkraftparkerna hade inte skogstypen eller vegetationstypen lika stor betydelse för renarnas val av betesområde istället var det topografi och sluttningarnas väderstreck som var viktigt. Vilket också förefaller naturligt eftersom parkerna är belägna på två berg där det är större lokala skillnader i höjd än i det omgivande landskapet. Vi har också sett ett tydligt val för Storliden och mot Jokkmokksliden på en regional skala vilket visar på att renarnas val av betesområden avgörs på en större skala. Resultaten från spillningsdata kring effekten på renarna av den nya 36 kV-kraftledningen går delvis isär. Spillningsinventeringen över hela regionen och på Jokkmokksliden visar att renarna undvek den nya ledningen under 2010 men att de föredrog samma område under 2011. Förklaringen till detta är förmodligen att ledningarna på Jokkmokksliden anlades under 2010 medan de på Storliden anlades under 2011 och bägge ledningarna togs i drift först i december 2011. Renarna har alltså undvikit området under byggfasen men inte själva kraftledningen när den inte varit i drift. Dessa resultat samt undvikandet av den befintliga 30 kV-kraftledningen tyder på att renarna undviker ledningarna när det är spänning i dem. Dessa kraftledningar är betydligt mindre än de 132–420 kV-kraftledningar som har dokumenterad negativ effekt på domesticerad ren och vildren i Norge (Nellemann m.fl. 2001, Vistnes och Nellemann 2001). Ett annat motstående resultat från spillningsinventeringen är effekten av de nya vägarna, som under 2010 undviks på Storliden men inte på Jokkmokksliden. Detta kan förklaras av att renarna vistas längs med vägarna i området under högsommaren för att undkomma insekter. Ett par av de GPS-märkta renarna från 2010 vistades uppe på Jokkmokksliden under slutet av juni och juli när det varit varmt väder enligt de väderdata vi har från SMHI med hög insektsaktivitet (Skarin m.fl. 2010). En tänkbar förklaring till skillnaden är att de renar som valt att vistas på Jokkmokksliden inte haft några bättre alternativa områden att gå till (Skarin m.fl. 2004).

I tillägg till dessa resultat angående effekter av vindkraft på renarnas sommarbetesområde bör en bedömning av vindkraft inom ett sommarbetesområde också betänka om det sker någon utbyggnad inom samebyns vinterbetesområden. Som nämndes i inledningen pågår ytterligare ett projekt kring vindkraft och renens vinterbetesområden. Vintern anses allmänt som flaskhalsen i renskötseln, då renarna ska klara sig under en period på föda som har lägre energitillgång. Här kan svåra vintrar med dåliga snöförhållanden ses som flaskhalsen mellan olika vintrar, där renens kondition blir nedsatt och de också blir svårare rent ekonomiskt för renskötaren. Preliminära resultat från studier av GPS försedda renar i Vilhelmina Norra och Vilhelmina Södra samebyar visar att, under vintrar med dåliga snöförhållanden (skare och låst bete) på de vanligtvis bästa betesmarkerna har istället vissa höjdlägen blivit viktiga alternativa områden pga. mer gynnsamma snöförhållanden. Vissa höjdlägen kan fungera som nyckelområden under de svåraste betesvintrarna och används intensivt av renarna vissa vintrar och inte alls under ”normala” vintrar. De stora variationerna i snöförhållanden som kan förekomma under vintern behöver inkluderas i analyser för val av plats av en vindkraftpark inom ett sommarbetesområde.

Slutsatser

Litteraturgenomgången av störningsstudierna på ren visar att trots att renar i renskötseln är domesticerade har det inte inneburit att de har förlorat sin känslighet för att undvika områden med infrastruktur och mänskliga aktiviteter. Det finns ett tydligt mönster i att även domesticerade renar undviker infrastruktur och mänsklig aktivitet på en regional nivå precis som visats för vilda renar i tidigare litteratursammanställningar. Avståndet som domesticerade renar undviker infrastruktur och mänsklig aktivitet ligger mellan 1–12 km enligt de studier som gjorts. För att få en helhetsbild av hur renarna använder sitt betesområde är det därför viktigt att långsiktigt studera renarnas användning av hela betesområdet, eftersom användningen kan skifta från år till år och mellan olika säsonger beroende på väderlek och andra yttre förutsättningar. Här blir år med extrema väderförhållanden speciellt viktiga att studera med tanke på framtida klimatscenarior där dessa förutspås bli allt vanligare.

Vi har idag en extensiv renskötsel vilket har lett till att renarnas tamhetsgrad är relativt låg. Avelsarbetet i renskötseln har gjort att man fått djur som är mer benägna att ty sig till hjorden och djur som är mindre aggressiva. Den förstärkta hjordtillhörigheten kan också ha förstärkt deras reaktionsmönster i förhållande till störningar eftersom de är mer benägna att reagera i enhällighet med hjorden och om en ren undviker ett område finns det risk att fler renar gör det.

Vår empiriska studie visar att renarna har minskat användningen av betesområdet under byggfasen av vindkraftsparkerna, vilket kan förklaras av den ökade aktiviteten i området och av den ökade mängden infrastruktur. Vi fann också att trots att renarna redan innan byggnationen startade inte använde delar av området så ökade deras avstånd till vindkraftparken under byggfasen. Framförallt påvisas minskad användning i områdena kring de nya vägarna och kraftledningarna. Befintliga vägar och kraftledningar undveks och dessa kan uppfattas som barriärer i landskapet. Det visar på renarnas känslighet för en fragmentering av landskapet som leder till minskad användning av bra betesmarker. Det är därför viktigt med fortsatta studier under driftsfas, för att kunna veta specifikt hur renarna reagerar på infrastruktur i samband med vindkraftsparker i drift. Analyserna av renarnas hemområden visar också att renarna inte använder naturliga passager i terrängen vid högre täthet av infrastruktur och bebyggelse, varför det är extra viktigt att identifiera sådana passager innan man bygger ut ytterligare, för att inte snöra av renarnas vandringsvägar mellan de olika betesmarkerna. Läget av infrastrukturen i terrängen kan avgöra om renarna använder området eller inte.

Kontrollprogram rennäring

Kontrollprogram för rennäringen. Detta är något som behöver samordnas och följas upp för att man ska få en överblick över hur och vilka former olika kontrollprogram har. För att utforma ett bra kontrollprogram behöver man samla in olika typer av information, dels från renägarna som har sina renar i området, men man behöver också samla in data på hur renarna faktiskt har rört sig i terrängen och hur användningen av markerna eventuellt har förändras över tid sen den nya etableringen. I det här forskningsprojektet har vi sett hur även relativt små vindkraftparker påverkar renarnas vandringsvägar och uppehållsområden, det är alltså viktigt att följa upp inte bara stora parker utan även mindre parker, för att kunna göra bedömningar om hur renarna påverkas och vad det kan få för konsekvenser.

I syntesrapporten om hur landlevande däggdjur kan påverkas av vindkraft (Helldin m.fl. 2012) finns det förslag på hur man bör utforma ett kontrollprogram för att se på vilka effekter en utbyggnad kan få. De förslagen tillsammans med metodbeskrivningen för spillningsinventering (Skarin och Hörnell-Willebrand) är en grund att stå på för att vidareutveckla en standard för hur ett kontrollprogram behöver se ut. Men något som man bör tänka på i förhållande till rennäring och BACI-metodiken som beskrivs i syntesrapporten är att det kan vara svårt att hitta representativa kontrollområden eftersom renarna rör sig över så stora områden. I vårt fall i Malå sameby skulle man eventuellt ha kunnat jämföra med ett annat mer opåverkat kalvningsområde, detta är svårt att hitta eftersom de flesta områdena är mer eller mindre påverkade och ofta är inte förutsättningarna precis desamma. Detta gör att det kan bli svårt att dra några slutsatser utifrån händelser i ett kontrollområde. I renskötseln vet man också hur många renar som finns inom en sameby och hur det förändras över åren, vilket gör att ett kontrollområde inte har samma värde som för andra arter. Eftersom det är svårt att få till bra kontrollområden är det därför extra viktigt att man har tillgång till information om hur renarna har använt området innan byggnationen startade.

I den här rapporten har vi använt oss av data från GPS-halsband för att kunna följa renarnas rörelsemönster det är ett mycket användbart hjälpmedel för att samla in data om renarna, och är numera ett vanligt sätt att samla data på när det gäller större landlevande däggdjur. Vi får relativt säkra positioner på djuren över hela dygnet och oavsett om de går i terräng där de är svåra att observera pga. terrängformationer eller skog som skymmer sikten jämfört med om man samlar in data genom att observera djuren direkt. Data från GPS-halsband är också ett bra och ibland nödvändigt komplement till spillningsinventeringar om man är intresserad av kortare tidsintervall än vad spillningsinventeringar kan ge. I kontakt med rennäringen kommer ofta frågan upp hur många halsband som behövs för att studera renarna inom en sameby.



Figur 11. Vindkraftverk på Storliden maj 2012. Foto: Anna Skarin

Det är svårt att ge exakta rekommendationer för hur många halsband som behövs för att få en korrekt bild av renarnas val av betesområde i relation till en aktuell utbyggnad. Antalet GPS-halsband som är lämpligt att ha i en studie beror på hur stor renhjorden är och över hur stora områden de rör sig. Vanligtvis använder man mellan 10–50 halsband för att kartlägga migrationsmönster och habitatval för olika typer av klövvilt och renar (Skarin m.fl, 2008, Sawyer m.fl. 2009). I regel ger analyser av habitatval inom individuella hemområden relativt låg säkerhet i skattning av resultaten om man jämför med habitatval i relation till en hel region mätt med tex. spillningsdata eller om man relaterar GPS-positionerna till hur de ligger inom en hel region eller i ett landskap istället för inom ett hemområde (Skarin och Danell 2008, Loe m.fl. 2012). En ökning av antalet individer i analysen ökar inte nödvändigtvis säkerheten i skattningen utan det hänger snarare ihop med vilken upplösning man har på det kartunderlag man använder (Loe m.fl. 2012). Tidigare analyser av renarnas habitatval inom ett hemområde visar ändå på samma respons till de olika habitatvariablerna även om skattningen är något osäker (Skarin och Danell 2008). Man ska därför inte låta bli att använda GPS-data för att skatta renarnas habitatval i relation till vindkraft och andra omvärldsfaktorer, men det är viktigt att kunna verifiera resultaten med andra mätmetoder. Den

stora fördelen med att samla in data med GPS-halsband på ren, som är ett hjordlevande djur, är att man genom att märka ett fåtal djur också får information om de djur som går i samma flock som det märkta djuret. Genom analysera renarnas steglängd får man också uppgifter om renarnas rörelsemönster i relation till energiåtgång och möjlighet till betesutnyttjande, vilket är viktigt att veta i förhållande till olika typer av störningskällor.

Hur kan man då använda de resultat som vi och eventuellt framtida forskningsprogram och kontrollprogram får fram. De kartor som vi tagit fram i detta projekt kan lätt läggas in som rasterbilder i ett GIS-program som t.ex. RenGIS (det program som alla samebyar har tillgång till i och med renbruksplansarbetet). De kan vara till hjälp att bedöma vilka områden som är känsliga för utbyggnad. Förslagsvis kan också bilderna läggas upp i en databas för nerladdning av handläggande myndighet i vindkraftärenden.



Figur 12. Storlidens vindkraftpark, inom Malå samebys kalvningsområde. Foto: Anna Skarin

Referenser

Anttonen, M., J. Kumpula, and A. Colpaert. 2010. Range selection by semi-domesticated reindeer (rangifer tarandus tarandus) in relation to infrastructure and human activity in the boreal forest environment, northern Finland. Arctic **64**:1–14.

Bejder, L., A. Samuels, H. Whitehead, H. Finn, and S. Allen. 2009. Impact assessment research: use and misuse of habituation, sensitisation and tolerance in describing wildlife responses to anthropogenic stimuli. Marine Ecology-Progress Series **395**:177–185.

Bergmo, T. 2011. Potential avoidance and barrier effects of a power line on range use and migration patterns of semi-domestic reindeer (Rangifer tarandus tarandus). Master thesis. Norwegian University of Life Sciences, Ås.

Boulanger, J., K. G. Poole, A. Gunn, and J. Wierzchowski. 2012. Estimating the zone of influence of industrial developments on wildlife: a migratory caribou Rangifer tarandus groenlandicus and diamond mine case study. Wildlife Biology **18**:164–179.

Bradshaw, C. J. A., S. Boutin, and D. M. Hebert. 1998. Energetic implications of disturbance caused by petroleum exploration to woodland caribou. Canadian Journal of Zoology **76**:1319–1324.

Burnham, K. P. and D. P. Anderson. 2002. Model selection and multimodel inference. Second edition. Springer-Verlag, New York.

Burson, S. L., J. L. Belant, K. A. Fortier, and W. C. Tomkiewics. 2000. The effect of vehicle traffic on wildlife in Denali National Park. Arctic **53**:146–151.

Cameron, R. D., D. J. Reed, J. R. Dau, and W. T. Smith. 1992. Redistribution of calving caribou in response to oil-field development on the Arctic slope of Alaska. Arctic **45**:338–342.

Cameron, R. D., W. T. Smith, R. G. White, and B. Griffith. 2005. Central arctic caribou and petroleum development: Distributional, nutritional, and reproductive implications. Arctic **58**:1–9.

Colman, J. E., B. W. Jacobsen, and E. Reimers. 2001. Summer response distances of Svalbard reindeer Rangifer tarandus platyrhynchus to provocation by humans on foot. Wildlife Biology **7**:275–283.

Colman, J. E., S. Eftestol, D. Tsegaye, K. Flydal, and A. Mysterud. 2012. Is a wind-power plant acting as a barrier for reindeer Rangifer tarandus tarandus movements? Wildlife Biology **18**:439–445.

Colman, J.E., Eftestøl, S., Tsegaye, D., Flydal, K., and Mysterud, A. 2013. Summer distribution of semi-domestic reindeer relative to a new wind-power plant. European Journal of Wildlife Research. http://dx.doi.org/10.1007/s10344-012-0682-7

Dau, J. R. and R. D. Cameron. 1986. Effects of a road system on caribou distribution during calving. Rangifer **Special Issue No. 1**:95–101.

Dray, S., M. Royer-Carenzi, and C. Calenge. 2010. The exploratory analysis of autocorrelation in animal-movement studies. Ecological Research **25**:673–681.

Dyer, S. J., J. P. O'Neill, S. M. Wasel, and S. Boutin. 2001. Avoidance of industrial development by woodland caribou. Journal of Wildlife Management **65**:531–542.

Flydal, K., S. Eftestøl, E. Reimers, and J. Colman. 2004. Effects of wind turbines on area use and behaviour of semi-domestic reindeer in enclosures. Rangifer **24**:55–66.

Flydal, K., L. Korslund, E. Reimers, F. Johansen, and J. E. Colman. 2009. Effects of power lines on area use and behaviour of semi-domestic reindeer in enclosures. International Journal of Ecology.

Gerhart, K. L., D. E. Russell, D. VanDewetering, R. G. White, and R. D. Cameron. 1997. Pregnancy of adult caribou (Rangifer tarandus): Evidence for lactational infertility. Journal of Zoology **242**:17–30.

Helldin, J.-O., J. Jung, W. Neumann, M. Olsson, A. Skarin, and F. Widemo. 2012. Vindkraftens effekter på landlevande däggdjur. 6499, Naturvårdsverket, Stockholm.

Helle, T., V. Hallikainen, M. Sarkela, M. Haapalehto, A. Niva, and J. Puoskari. 2012. Effects of a holiday resort on the distribution of semi-domesticated reindeer. Annales Zoologici Fennici **49**:23–35.

Helle, T. and M. Särkelä. 1993. The effect of outdoor recreation on range use by semi-domesticated reindeer. Scandinavian Journal of Forest Research **8**:123–133.

Hemmer, H. 1990. Domestication the decline of enviromental appreciation. 2nd edition. Cambrigde University Press, Cambridge.

Horne, J. S., E. O. Garton, S. M. Krone, and J. S. Lewis. 2007. Analyzing animal movements using Brownian bridges. Ecology **88**:2354–2363.

Johnson, C. J., M. S. Boyce, R. L. Case, H. D. Cluff, R. J. Gau, A. Gunn, and R. Mulders. 2005. Cumulative effects of human developments on arctic wildlife. Wildlife Monographs:1–36.

Karlsson, J., m fl. 2012. Björnpredation på ren och potentiella effekter av tre förebyggande åtgärder. Viltskadecenter SLU. ISBN 978-91-86331-50-4

Kitti, H., Gunslay, N., and Forbes, B.C. 2006. Defining the quality of reindeer pastures: the perspectives of reindeer herders. In: Forbes BC m.fl. (eds) Reindeer management in northernmost Europe: linking practical and scientific knowledge in social-ecological systems. Ecological Studies, vol 184. Springer, Berlin.

Klein, D. R. 1971. Reaction of Reindeer to Obstructions and Disturbances. Science **173**:393–398.

Klein, D. R. 1979. Reaction of caribou and reindeer to obstructions – a reassessment. Pages 519–527 *in* Proc. 2nd Int Reindeer/Caribou Symp. Röros, Norway 1979. Direktoratet for vilt og ferskvannsfisk, Trondheim.

Krebs, C.J. 2001. *Ecology: The Experimental Analysis of Distribution and Abundance.* 5th ed. Benjamin Cummings, Menlo Park, California. 801 pp.

Kumpula, J., A. Colpaert, and M. Anttonen. 2007. Does forest harvesting and linear infrastructure change the usability value of pastureland for semi-domesticated reindeer (Rangifer tarandus tarandus)? Annales Zoologici Fennici **44**:161–178.

Lima, S. L. and L. Dill. 1990. Behavioural decisions made under the risk of predation: a review and prospectus. Canadian Journal of Zoology **68**:619–640.

Loe, L. E., C. Bonenfant, E. L. Meisingset, and A. Mysterud. 2012. Effects of spatial scale and sample size in GPS-based species distribution models: are the best models trivial for red deer management? European Journal of Wildlife Research **58**:195–203.

Lundqvist, H. 2007a. Range characteristics and productivity determinants for reindeer husbandry in Sweden. Doctoral thesis No 2007:100. Swedish Univeristy of Agricultural Sciences, Uppsala.

Lundqvist, H. 2007b. Ecological Cost-Benefit Modelling of Herbivore Habitat Quality Degradation due to Range Fragmentation. Transactions in GIS **11**:745–763.

Mahoney, S. P. and J. A. Schaefer. 2002. Hydroelectric development and the disruption of migration in caribou. Biological Conservation **107**:147–153.

Maier, J. A. K., S. M. Murphy, R. G. White, and M. D. Smith. 1998. Responses of caribou to overflights by low-altitude jet aircraft. Journal of Wildlife Management **62**:752–766.

Manly, B. F. J., L. L. McDonald, T. L. McDonald, and W. P. Erickson. 2002. Resource selection by animals. 2nd edition. Kluwer Academic Publishers, Dordrecht.

Marzluff, J. M., J. J. Millspaugh, P. Hurvitz, and M. S. Handcock. 2004. Relating resources to a probabilistic measure of space use: Forest fragments and Steller's Jays. Ecology **85**:1411–1427.

Nellemann, C. and R. D. Cameron. 1996. Effects of petroleum development on terrain preferences of calving caribou. Arctic **49**:23–28.

Nellemann, C. and R. D. Cameron. 1998. Cumulative impacts of an evolving oil-field complex on the distribution of calving caribou. Canadian Journal of Zoology **76**:1425–1430.

Nellemann, C., I. Vistnes, P. Jordhoy, and O. Strand. 2001. Winter distribution of wild reindeer in relation to power lines, roads and resorts. Biological Conservation **101**:351–360.

Panzacchi, M., B. Van Moorter, P. Jordhoy, and O. Strand. 2012. Learning from the past to predict the future: using archaeological findings and GPS data to quantify reindeer senitivity to anthropogenic distubance in Norway. Landscape Ecology. DOI 10.1007/s10980-012-9793-5

Reimers, E. and J. E. Colman. 2006. Reindeer and caribou (Rangifer tarandus) response towards human activities. Rangifer **26**:55–71.

Reimers, E., B. Dahle, S. Eftestol, J. E. Colman, and E. Gaare. 2007. Effects of a power line on migration and range use of wild reindeer. Biological Conservation **134**:484–494.

Reimers, E., K. H. Røed, Ø. Flaget, and E. Lurås. 2010. Habituation responses in wild reindeer exposed to recreational activities. Rangifer **30**:45–59.

Reimers, E., K. H. Roed, and J. E. Colman. 2012. Persistence of vigilance and flight response behaviour in wild reindeer with varying domestic ancestry. Journal of Evolutionary Biology **25**:1543–1554.

Ruong, I. 1982. Samerna i historien och nutiden. BonnierFakta, Stockholm.

Sawyer, H., M. J. Kauffman, R. M. Nielson, and J. S. Horne. 2009. Identifying and prioritizing ungulate migration routes for landscape-level conservation. Ecological Applications **19**:2016–2025.

Skarin, A., Ö. Danell, R. Bergström, and J. Moen. 2004. Insect avoidance may override human disturbances in reindeer habitat selection. Rangifer **24**:95–103.

Skarin, A. 2006. Reindeer use of alpine summer habitats. Doctoral thesis No. 2006:73. Swedish University of Agricultural Sciences, Uppsala.

Skarin, A. 2007. Habitat use by semi-domesticated reindeer, estimated with pellet-group counts. Rangifer **27**:121–132.

Skarin, A. 2008. Decay rate of reindeer pellet-groups. Rangifer **28**:47–52.

Skarin, A., O. Danell, R. Bergstrom, and J. Moen. 2008. Summer habitat preferences of GPS-collared reindeer Rangifer tarandus tarandus. Wildlife Biology **14**:1–15.

Skarin, A. and Ö. Danell. 2008. Värderingsmetod för renbetesmark i fjällen. Enheten för renskötsel, Uppsala. (http://www.slu.se/husdjur-utfodring-vard/anna-skarin)

Skarin, A., Ö. Danell, R. Bergström, and J. Moen. 2010. Reindeer movement patterns in alpine summer ranges. Polar Biology **33**:1263–1275.

Skarin, A. and L. Rönnegård. 2011. Using kriging regression to detect change in reindeer distribution in relation to human development. (Abstract) Conference in Spatial statistics 2011, Enschede, Netherlands.

Skarin, A. and M. Hörnell-Willebrand. 2011. Spillningsinventering – En metodbeskrivning av datainsamling och analys för att studera renens habitatval i relation till vindkraftutbyggnader. 6459, Naturvårdsverket, Stockholm.

Skarin, A., 2012. Sammanställning av forskning gällande störningar på ren – med perspektiv på etableringar av vindkraft i renskötselområdet. Sveriges lantbruksuniversitet, Institutionen för husdjurens utfodring och vård. ISSN 0347-9838. Rapport 282

Stankowich, T. 2008. Ungulate flight responses to human disturbance: A review and meta-analysis. Biological Conservation **141**:2159–2173.

Vistnes, I. and C. Nellemann. 2001. Avoidance of cabins, roads, and power lines by reindeer during calving. Journal of Wildlife Management **65**:915–925.

Vistnes, I. and C. Nellemann. 2008. The matter of spatial and temporal scales: A review of reindeer and caribou response to human activity. Polar Biology **31**:399–407.

Vistnes, I., C. Nellemann, P. Jordhoy, and O. Strand. 2001. Wild reindeer: Impacts of progressive infrastructure development on distribution and range use. Polar Biology **24**:531–537.

Vistnes, I., C. Nellemann, P. Jordhoy, and O. Strand. 2004. Effects of infrastructure on migration and range use of wild reindeer. Journal of Wildlife Management **68**:101–108.

UNEP 2001. GLOBIO-global methodology for mapping human impacts on the biosphere. United Nations Environmental Programme (UNEP), Nairobi

Renar och vindkraft

Studie från anläggningen av två vindkraftparker i Malå sameby

ANNA SKARIN, CHRISTIAN NELLEMANN, PER SANDSTRÖM, LARS RÖNNEGÅRD OCH HENRIK LUNDQVIST

RAPPORT 6564

NATURVÅRDSVERKET
ISBN 978-91-620-6564-5
ISSN 0282-7298

Rapporten uttrycker nödvändigtvis inte Naturvårdsverkets ställningstagande. Författaren svarar själv för innehållet och anges vid referens till rapporten.

Studien undersöker hur renar påverkas under konstruktionsfasen när vindkraftverk byggs. Studien följer uppförandet av två nya vindparker i Malå kommun i Västerbotten. Sammanlagt byggdes 18 vindkraftverk i Malå samebys kalvnings- och försommarland. Inventering av renspillning samt positioner från renar med GPS-halsband visar att konstruktionen av vindkraftsparkerna har påverkat renarnas användning av området. Analysen visar att renarna under tiden för byggnationen har sökt sig bort från området. Spillningsinventeringen och GPS-data visar också att renarna undviker kraftledningar och större vägar när de ska beta.

Kunskapsprogrammet Vindval samlar in, bygger upp och sprider fakta om vindkraftens påverkan på den marina miljön, på växter, djur, människor och landskap samt om människors upplevelser av vindkraftanläggningar. Vindval erbjuder medel till forskning inklusive kunskapssammanställningar, synteser kring effekter och upplevelser av vindkraft. Vindval styrs av en programkommitté med representanter från Boverket, Energimyndigheten, länsstyrelserna, Naturvårdsverket, Riksantikvarieämbetet och vindkraftbranschen.

Naturvårdsverket 106 48 Stockholm. Besöksadress: Stockholm – Valhallavägen 195, Östersund – Forskarens väg 5 hus Ub. Tel: +46 10-698 10 00, fax: +46 10-698 10 99, e-post: registrator@naturvardsverket.se Internet: www.naturvardsverket.se **Beställningar** Ordertel: +46 8-505 933 40, orderfax: +46 8-505 933 99, e-post: natur@cm.se Postadress: Arkitektkopia AB, Box 110 93, 161 11 Bromma. Internet: www.naturvardsverket.se/publikationer