

Vindkraft och renar

En kunskapssammanställning

OLAV STRAND, JONATHAN E. COLMAN, SINDRE EFTESTØL
PER SANDSTRÖM, ANNA SKARIN, JØRN THOMASSEN

RAPPORT 6799 • MARS 2018



Vindkraft och renar

En kunskapssammanställning

Olav Strand, Norsk institutt for naturforskning
Jonathan E. Colman, Sindre Eftestøl, Universitetet i Oslo
Per Sandström, Anna Skarin, Sveriges lantbruksuniversitet
Jørn Thomassen, Norsk institutt for naturforskning

NATURVÅRDSVERKET

Beställningar

Ordertel: 08-505 933 40

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 16 00

E-post: registrator@naturvardsverket.se

Postadress: Naturvårdsverket, SE-106 48 Stockholm

Internet: www.naturvardsverket.se

ISBN 978-91-620-6799-1

ISSN 0282-7298

© Naturvårdsverket 2018

Tryck: Arkitektkopia AB, Bromma 2018

Omslagsfoto: Stor bild: Jonathan E. Colman. Liten bild: Anna Skarin



Förord

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. Programmets två första etapper 2005–2014 resulterade i ett 30-tal forskningsrapporter samt fyra så kallade syntesarbeten. I syntesrapporterna sammanställer och bedömer experter de samlade forskningsresultaten och erfarenheterna av vindkraftens effekter nationellt samt internationellt inom fyra områden: Människors intressen, fåglar och fladdermöss, marint liv och däggdjur på land. Resultaten har bidragit till underlag för miljökonsekvensbeskrivningar samt planerings- och tillståndprocesser i samband med etablering av vindkraftsanläggningar. I Vindvals tredje etapp, som inleddes 2014 och pågår till 2018, ingår även att förmedla erfarenheter och ny kunskap från parker som är i drift. Resultat från programmet ska också komma till användning i tillsyn och kontrollprogram samt myndigheters vägledning.

Liksom tidigare ställer Vindval höga krav vid vetenskaplig granskning av forskningsansökningar och forskningsresultat, samt vid beslut om att godkänna rapporter och publicering av projektens resultat. Denna rapport har finansierats av Vindval. Vetenskaplig granskning har genomförts i enlighet med NINA:s (Norsk Institutt for Naturforskning) rutiner. Relevansgranskning har skett inom Vindval.

Rapporten har skrivits av Olav Strand (NINA), Jonathan E. Colman och Sindre Eftestøl (Fakultet for miljøvitenskap og naturforvaltning, Norges miljø- og biovitenskapelige universitet och Institutt for biovitenskap, Universitetet i Oslo), Per Sandström och Anna Skarin (Sveriges Lantbruksuniversitet), och Jörn Thomassen (NINA). Rapporten har publicerats på norska i NINA:s rapportserie (rapport 1305, 2017).

Författarna svarar för slutsatser och rekommendationer.

Vindval i mars 2018

VINDVAL
RAPPORT 6799 – Vindkraft och renar
En kunskapssammanställning

Innehåll

FÖRORD		3
SAMMANFATTNING		7
ČOAHKKÁIGEASSU		9
IKTEDIMMIE		11
ABSTRACT		13
INTRODUKTION		15
1	INLEDNING	17
1.1	Vad är en vindkraftsanläggning?	17
1.2	Vildren och tamren	17
1.3	Effekter av tekniska ingrepp och störningar	20
1.4	Störningar och undvikandeffekter	22
1.5	Varför varierar renarnas undvikande?	23
2	MATERIAL OCH METODER	25
2.1	Områden där forskargrupperna har studerat konkreta effekter av vindkraftverk	25
2.1.1	Storliden och Jokkmokksliden (1)	25
2.1.2	Gabrielsberget (2)	27
2.1.3	Stor-Rotliden (3)	28
2.1.4	Kjøllefjord (4)	28
2.1.5	Fakken (5)	30
2.1.6	Vikna (6)	30
2.1.7	Nygårdsfjellet vid Narvik (7)	31
2.1.8	Essand (8)	32
2.1.9	Setesdalen Vesthei (9)	32
2.1.10	Setesdalen Austhei (10)	33
2.1.11	Varangerhalvön Raggovidda (11)	33
3	RESULTAT OCH DISKUSSION	34
3.1	Effekter i byggfasen	39
3.2	Effekter i driftsfasen	42
3.2.1	Effekter i kalvnings- och sommarbetesområden i skogsområden	42
3.2.2	Effekter i vinterbetesområden i skogsområden	44
3.2.3	Driftsfas i öppet kustlandskap	46
3.3	Vägar	50
3.4	Kraftledning	52
3.5	Renskötarens erfarenheter av vindkraftparker	55

4	DISKUSSION	57
4.1	Metod- och designmässiga hänsyn	58
4.2	Skala i tid och rum	60
4.3	Dialog och deltagande	63
4.4	Potential för åtgärder för att minska påverkan	64
5	SAMMANFATTNING OCH REKOMMENDATIONER	66
5.1	Sammanfattning av effekter	66
5.2	Kunskapsbehov	67
5.2.1	Påverkansmekanismer och åtgärder för att minska påverkan	67
5.2.2	Kraftledningar och korona	68
5.2.3	Erfarenhetsbaserad kunskap hos renskötare	68
5.2.4	Skala – både rumslig och tidsmässig	69
6	REFERENSER	70

Sammanfattning

I denna rapport har vi sammanfattat elva olika undersökningar som studerat effekterna av vindkraftparker och kraftledningar på renar. Effekterna av tekniska ingrepp och störningar i allmänhet, och effekter av vindkraftparker i synnerhet, har studerats av olika forskargrupper. Dessa insatser har gjort att vi idag har bättre kunskap om anläggningars effekter på renar och rennäringen. Vid en del tillfällen har olika undersökningar gett till synes motstridiga resultat. I denna rapport försöker vi förklara de olika resultaten från respektive undersökning.

Med detta som bakgrund drar vi slutsatsen att en vindkraftpark alltid potentiellt kan ge negativa effekter på miljö och samhälle. Dessa effekter och påverkansfaktorer sammanfattas nedan. Påverkansfaktorerna bör ses i ett sammanhang, där ett vindkraftverk bör betraktas som en enhet där summan av påverkansfaktorerna ger en samlad effekt. Dessutom bör de kumulativa effekterna av annan belastning i området som påverkar renbetesområden tas med i värderingen av effekterna från en vindkraftsanläggning. För att förstå de samlade effekterna är det viktigt att inkludera alla årstider i undersökningarna och att täcka en tidshorisont som är lång nog för att fånga upp miljömässiga variationer och därmed också ändringar i användningen av betesområden. Utöver detta bör man beakta annan mänsklig aktivitet och ingrepp som gjorts i området innan vindkraftverk etablerats.

Vägar: Vägar medför ökad trafik och ökad tillgänglighet. Renar undviker vägar och de leder till att renarnas naturliga rörelsemönster hindras. Undantag från detta kan vara vägar som byggs i områden som redan har mycket infrastruktur eller vägar som har mycket lite trafik. Erfarenheterna visar att stängning av vägar kan vara en effektiv åtgärd, men svår att upprätthålla över tid.

Kraftledningar: Effekterna av kraftledningar är fortsatt oklara. Nyare studier där man använt GPS och data som samlats in före och efter utbyggnad visar att byggarbeten kan leda till ett relativt starkt undvikande. Men undersökningarna visar också att kraftledningar i driftsperioden om sommaren och hösten har mindre negativa effekter än vad som tidigare antagits. Renar har en förmåga att se UV-ljus under vintern. Hypoteser som förklarar de till synes varierande effekterna av kraftledningar bör följas upp med detaljerade undersökningar, särskilt med avseende på effekter på vintern.

Vindkraftverk och rotoror: Vid två av de undersökta vindkraftsparkerna i Sverige och i en ny studie från Norge har man funnit att renar har reducerat sin användning av områden som ligger inom 3–5 km från sådana anläggningar. Samtidigt har en studie i Sverige och tre undersökningar i Norge inte dokumenterat någon reducerad habitat användning i närområdet till vindkraftsanläggningar. Vi diskuterar orsaken till detta och ger förklaringar till de olika resultaten. De kan bero både på topografi, betesförhållanden, närhet till annan infrastruktur och försöksdesign av de olika undersökningarna.

För att stärka kunskapen om effekter av vindkraftverk på renar finns behov av långsiktiga studier. Dessa bör ta hänsyn till de samlade effekterna av vindkraftverk och se på betydelsen av den samlade belastningen inom renbetesområdet. Undersökningarna bör vara långsiktiga (pågå över flera år) för att ge en förståelse av hur årsvariationen påverkar habitat användning och andra faktorer mellan åren. Sådana framtida studier bör också inkludera samhällsvetenskapliga studier och integrera lokal och kulturell kunskap.

Avslutningsvis ger vi rekommendationer om framtida forskningssatsningar om renar, renskötsel och vindkraft. Vi diskuterar också hur traditionell kunskap bör integreras i framtida undersökningar för att forskningen ska kunna ta fram ett kunskapsunderlag som är så relevant som möjligt.

Čoahkkáigeassu

Dán raportii leat mii čoahkkáigeassán 11 iešguđetge iskkadeami mat leat guorahallan makkár vejolaš váikkuhusat bieggafápmorusttegiin ja elfápmojohtasiin leat bohccuide. Iešguđetge dutkanbirrasat leat dutkan teknihkalaš sisabahkkemiid ja muosehuhttimiid oppalaččat ja erenoamážit bieggafápmorusttegiid váikkuhusaid. Dát ángiruššan lea dagahan ahte mis dál lea eanet máhttu mo dákkár rusttegat váikkuhit bohccuide ja boazodoalloeláhussii. Muhttin oktavuodain leat iešguđetge prošeavttat ožžon bohtosiid mat čielgasit leat vuostálasti. Mii leat geahččalan čilget daid iešguđetlágan bohtosiid daid dihto iskkademiin.

Go mis dát lea vuodđun de mii konkluderet ahte bieggafápmorusttegis álo lea potenciála váikkuhit negatiivvalaččat birrasii ja servodahkii. Dát váikkuhanfáktorat leat čoahkkáigeasson dás vuolábealde. Ferte oppalaččat geahččat váikkuhanfáktoriid ja bieggafápmorusttet ferte adnojuvvot ovtadahkan mas váikkuhanfáktoriid supmi váikkuha ollislaččat. Dasa lassin ferte váldit mielde eará deaddaga guovllus ja daid kumulatiiva váikkuhusaid guohtuneatnamiin go árvvoštallá bieggafápmorusttega váikkuhusaid. Ádden dihte váikkuhusaid oppalaččat lea dehálaš ahte iskkademiin leat buot jahkodagat mielde ja ahte gokčēt áigodaga mii lea doarvái guhkki nu ahte dat doarvái bures fáhte lunddolaš variašuvnna luonddus ja dainna lágiin maid mo guohtuneatnamiid geavaheapmi rievddada. Dasa lassin ferte maiddá váldit vuhtii olmmošlaš doaimmaid ja sisabahkkemiid mat gávdnojit guovllus ovdal bieggafápmorusttet ásahuvvo.

Geainnut: Geainnut dagahit ahte johtalus lassána ja báikkít šaddet eanet olámuttos. Geainnut dagahit ahte bohccot garvet guovllu ja hehte bohccuid lunddolaš vádjolemiid. Spiehkastat dás sáhttet leat geainnut mat huksejuvvojit guovlluide gos jo lea ollu infrastruktuva dahje geainnut gos lea hui unnán johtolat. Geainnuid giddden sáhtta leat beaktilis váidudeaddji doaibmabidju, muhto vásáhusat čájehit ahte lea váttis bisuhit garra gildosa guhkkít áiggi.

Fápmojohtasat: Fápmojohtasiid váikkuhusat leat ain eahpečielgasat. Oddasat iskkadeamit main leat geavahuvvon GPS:t ja dieđut mat leat čohkkejuvvon ovdal ja huksedettiin čájehit ahte rusttetdoaimmat sáhttet dagahit ahte bohccot garvet viehka garrasit, muhto iskkadeamit duodaštit maiddá ahte fápmojohtasiin leat unnit negatiiva váikkuhusat geassit ja čakčat huksedettiin go maid ovdal leat navdán. Hypotesat mat čilgejit fápmojohtasiid rievddalmas váikkuhusaid bohccuid gálgii oaidnit UV-spektera berrejit čuovvolahttojuvvot dárkilis iskkademiiguin dán vejolaš mekanismmas. Dát lea erenoamáš áigeguovdil go smiehtta váikkuhusaid birra mat leat dálvvi áiggi.

Bieggaturbiinnat ja rohtorat: Guovtti dain bieggafápmorusttegiin mat leat Ruotas iskkaduvvon ja okta odđa dutkan Norggas lea gávnnahan ahte bohccot leat unnánat geavahan guovlluid mat leat siskkobealde 3–5 km dákkár rusttegiid. Seammas lea čadahuvvon okta dutkan Ruotas ja golbma iskkadeami Norggas mat eai leat duodaštan ahte areálageavaheapmi lea unnon bieggafápmorusttegiid lagašguovlluin. Mii digaštallat mii dasa lea sivvan ja čilget spiehkasteaddji bohtosiid.

Dáid spiehkastagaide leat sivvan sihke topografija, guohtundilálašvuodat, man lahka lea eará infrastruktuvrii ja daid iešgudetge iskkademiid hábmen/čadaheapmi Nannen dihte máhtu bieggafápmorusttegiid váikkhusaid birra bohccuide lea dárbu guhkesáiggi dutkamii. Dát berrejit váldit vuhtii bieggafápmorusttegiid oppalaš váikkhusaid ja geahččat mo oppalaš deatta guohtunguovllus váikkuha bohccuide. Berrejit leat guhkesáiggi iskkadeamit (bistit mánggaid jagiid) addin dihte áddejumi das mo jagiidgaskavariašuvdna váikkuha areálageavaheapmái ja eará fáktoriidda. Dákkár váikkhusdutkanat boahhteáiggi berrejit maiddá sisttisoallát servodatfágalaš dutkamiid ja ovttaidahttit báikkálaš ja kultuvrralaš máhtu.

Loahpaheapmin ávžžuhat mii masa boahhteáiggi dutkanressursat berrejit biddjot. Mii digaštallat maiddá mo kultuvrralaš máhttu berre váldot mielde boahhteáiggi iskkademiin vai dutkan sáhhtá háhkat nu buori go vejolaš áššáiguoskevaš vuoddogelbbolašvuoda.

Iktedimmie

Daennie reektehtsisnie libie 11 ovmessie goerehtimmieh iktedamme mah leah vuartasjamme guktie biegefaamoeverhkieh jih faamoedningh maehtieh bovtside tsevtsehd. Ovmessie dotkemebyjresh leah goerehtamme guktie tehnikheles darjomh jih sturremh bovtside tsevtsieh siejhmelaakan, jih guktie biegefaamoeverhkieh sjierelaakan bovtside tsevtsieh. Daan barkoen gaavhtan dle daan biejjien buerebe daajroem utnebe guktie bovtsih jih baatsoe dagkerh tseegkeldahkijste stirrelgäetieh. Akti veajkoej ovmessie prosjekth sän aaj illedahk gaavneme mah sinsitnien vöoste strijrieh. Mijjieh libie voejhkelamme dejtie ovmessie illedahkide tjielkestidh fiereguhtide daejstie goerehtimmijste.

Daenjie goh väarome dle vihtiestibie biegefaamoeverhkieh iktesth nuepieh utnieh näake effekth vedtedh dovne byjresasse jih siebriedahkese. Daah tsevtsemefaktovrh libie vuelielisnie iktedamme. Tsevtsemefaktovrh tjuerieh ektesne vuajnalgidh, jih biegefaamoeverhkie tjuara vuajnalgidh goh akte ektievoete gusnie summe dejtie tsevtsemefaktovrijstie aktem tjäenghkies effektem vadta. Lissine tjuara aaj jeatjah näakevoeth dajvesne, jih dejtie kumulatijve effektide mah gåatomedajvide tsevtsieh, meatan vaeltedh gosse effekth aktede biegefaamoeverhkeste vuarjesje. Juktie guarkedh dejtie tjäenghkies effektide dle vihkeles gaajhkh jaepieboelkh meatan vaeltedh goerehtimmesne, jih tijjeperspektijve tjuara dan gukhie ärrodh guktie buektehte dejtie byjreseligke jeerehtsidie krööhkestidh, jih destie aaj jarkelimmieh gåatomenuhtjemen bijre hijvenlaakan. Daan lissine tjuara aaj dejtie darjoemidie almetijstie krööhkestidh jih gaajhkem mij lea mij dajvesne dorjesovveme ävtelen biegefaamoeverhkie tseegkesovvi.

Geajnoeh: Geajnoej gaavhtan dle jienebh dajvesne minnieh jih aelhkebe sjædta dajvi sijse tjaangedh. Geajnoej gaavhtan dle bovtsie dajveste reava jih geajnoeh sijhtieh heaptojne ärrodh bovtsi iemie vaanterdæmman. Jis ij leah geajnoeh mah bigkesuvvieh dajvine mah joe jijnjem infrastruktuvtrem utnieh jallh geajnoeh vaenie trafihkine. Akte hijven lyjneheke råajvarimmie maahta ärrodh geajnoeh steegkedh, men dååjrehtimmiej mietie dle gïerve dagkerh striengkies öörnegh guhkiem tjåadtjoehtidh.

El-faamoedningh: Guktie el-faamoedningh bovtside tsevtsieh leah annje mujvies. Urrebe goerehtimmieh viehkine GPS:ste jih daatijste mah leah sijse tjöönghkesovveme bigkemen ävtelen jih mænngan, vuesiehtieh doh tseegkeldahkebarkoeh maehtieh bovtside heerredidh dajvesne ärrodh, men goerehtimmieh aaj tjierrestieh el-faamoedningh giehtelimsboelhken giesege jih tjaktjege eah dan stierre näake effekth utnieh goh aarebi vienhteme. Hypoteesah mah dejtie buajhkoes joekehts effektide el-faamoedningijstie tjielkestieh, bovtsen nuepine UV-spekteren sijse vuejnedh byöroeh bæjjese fulkesovvedh veelebe goerehtimmine daehtie seapan mekanismeste. Daate joekoen sjyöhtehke effekti gaavhtan daelvege.

Biegeturbijnh jih rotovrh: Gööktine dejtie goerehtamme biegefaamoeverhkieh Sveerjesne, jih aktene orre goerehtimmesne Nöörjeste lea gaavneme bovtsih giehpiedamme ätnoem dajvijste utnieh mah leah 3–5 km dagkerh

vierhkijste. Seamma tïjjen aktem goerehtimmiem Sveerjesne tïjirrehtamme jïh golme goerehtimmieh Nöörjesne mah eah Leah vihtiestamme giehpiedamme åtnoem dajvijste biegekfaamoevierhkien lihke dajvesne. Mijjïeh digkiedïbie man åvteste numhtie, jïh tïjelkestimmieh vedtebe dejtïe joekehts illedahkide. Dah joekehtsh maehtïeh årrodh dovne topografïjen, gåatometsïehkiej, lihkesvoeten gaavhtan jeatjah infrastruktuvrese jïh hammoedimmïe/tïjirrehtimmïe dejtïe ovmessïe goerehtimmïjste. Juktïe daajroem nænnoestehtedh effekti bïjre biegekfaamoevierhkijste bovtside, lea daerpïes goerehtimmïejujmïe mah guhkiem ryöhkoeh. Daah byöroeh dejtïe tjåenghkïes effektide biegekfaamoevierhkijste krööhkestïdh jïh vuartasjïdh man vihkeles dïhte tjåenghkïes nåakevoete lea, gåatomedajven sisnjelen. Goerehtimmïeh byöroeh guhkiem ryöhkedh (jïenebh jaepïeh) juktïe goerkesem vedtedh guktïe jeerehtsh jaepeste jaapan dajveåtnoem jïh jeatjah faktovrhtsevtsïeh. Dagkerh båetïjen aejkïen effektegoerehtimmïeh byöroeh aaj meatan vaeltedh siebriedahkefaageles goerehtimmïeh jïh voenges jïh kultuvrelle daajroem meatan vaeltedh.

Minngemosth juvnehtïbie gåabph dotkemevierhtïeh byöroeh biejesovvedh båetïjen aejkïen. Mijjïeh aaj digkiedïbie guktïe kultuvrelle daajroe byöroe meatan vaaltasovvedh båetïjen aejkïen goerehtimmïne ihke dotkeme edtja maehtedh aktem dan sjyöhtehke daajroevåaromem buektedh goh gåarede.

Abstract

In this report, we have summarized existing knowledge about the effects of wind power on reindeer. The effects of technical installations and disturbance in general and the effects of wind power plants in particular have been studied by different research groups. Their efforts have improved our knowledge about the effects of such installations on reindeer and reindeer husbandry. In some cases, various projects reported contrasting results. We have tried to explain the results from the respective investigations.

A wind power plant potentially leads to negative effects on the environment and society. These impact factors are summarized below. Impact factors must be considered in context, and wind power plants must be considered as an entity in which the sum of the impact from various factors combined result in their overall effect. In addition, other factors in an area and the cumulative impacts affecting pasture use and herding districts must be included in the assessments of wind power plant's impact on reindeer. To understand cumulative effects, it is important that all seasons are included as well as a long-time span that is long enough to capture environmental variation, and hence, natural or disturbance related changes in habitat use.

Roads: Roads lead to increased traffic and increased accessibility for humans. Roads lead to avoidance and can hinder reindeers' natural movements. Exceptions to this may be roads which are built in areas that already have a lot of infrastructure, or roads with very little traffic. Closure of roads can be an effective mitigating measure, but experience shows that it is difficult to maintain such strict regimes over time.

Power lines: The effect of power lines remain less clear. Recent studies using GPS-collars and before and after data show how construction activities can cause relatively strong avoidance effects. However, they also report that power lines in their operational period have less negative effects than previously thought during summer and fall. A hypothesis that could possibly explain the seemingly variable effects of power lines couples the reindeer's ability to see in UV light should be followed up in more detailed investigations of this potential mechanism which is expected to be of importance in winter.

Wind turbines and rotors: Three of the surveyed plants in Sweden and a recent study from Norway have found that reindeer have reduced habitat use of areas within 3–5 km from such plants. One study in Sweden and three studies in Norway have not found reduced use near wind power plants. We discuss the cause of these differences and the explanations for the different results, including topography, feeding conditions, proximity to other infrastructure and design/implementation of the various studies. To increase knowledge about the impacts of wind power on reindeer, there is a need for long-term studies that take into account the cumulative impacts

of wind power plants, also including other cumulative impacts within the herding district. Such future studies should also include local and cultural knowledge within established social science sampling practices.

In conclusion, we recommend how future research resources could be put to use. We also discuss how cultural and traditional knowledge should be integrated into future research to provide the most relevant knowledge base for applied results towards this issue.

Introduktion

Vindval har bitt Norsk institutt for naturforskning (NINA) att ta ansvar för utarbetandet av en rapport som summerar kunskapsläget och framtida forskningsbehov avseende vindkraftverks påverkan på renar. Vindval är ett kunskapsprogram med forskning om vindkraftens påverkan på människor, natur och miljö. Programmet är ett samarbete mellan Energimyndigheten och Naturvårdsverket (<http://www.naturvardsverket.se/vindval>).

Som en inledning på arbetet hölls ett arbetsmöte i Oslo 23–24 november 2015 med deltagare från Vindval, Sveriges Lantbruksuniversitet (SLU), Universitetet i Oslo och NINA. Under arbetet med sammanställningen har forskargruppen träffats två gånger. Först en gång i Oslo i november 2015 där gruppens mandat klarlades. På det mötet gick vi också igenom ett antal huvudpunkter för det vidare arbetet. Detta gjordes genom en styrd dialogprocess (se t.ex. Thomassen m.fl. 2007; 2009; 2015; Thomassen 2012; 2014) där vi försökte identifiera huvudfaktorer som påverkar renarnas habitat användning och beteende i närområdet till vindkraftverk. Resultaten från det arbetet sammanställdes sedan i ett arbetsdokument som alla deltagare fick möjlighet att kommentera.

Senare hade vi ett nytt arbetsseminarium på Kongsvold i juni 2016 som omfattade två arbetsdagar, där vi gick mer på djupet med problematiken och tog fram en disposition för rapporten. På seminariet fördelades även de tematiska frågor för vilka deltagarna skulle leverera text och data individuellt. I arbetet har vi strävat efter att de enskilda projekt där vi studerat vindkraftverks påverkan på renar ska presenteras enkelt och koncist. I sammanställningen av materialet (denna NINA-rapport) har vi vinnlagt oss om att framställa resultat och rekommendationer på ett sätt som är anpassat till användare och beslutsfattare. Resultat och slutsatser från verk vi refererar till är givetvis de ursprungliga författarnas.

Effekter av störningar och tekniska ingrepp är ett omfångsrikt forskningstema med en mycket omfattande litteratur som också innefattar den teoretiska grund som är nödvändig för att förstå den påverkan som uppstår. I arbetet med rapporten har vi efter bästa förmåga försökt att ge en helhetsbild av kunskapsläget på forskningsområdet, samtidigt som vi har försökt avgränsa temat till det vi uppfattar som mest relevant när det gäller vindkraftverk. Uppdraget har i huvudsak fokus på tamren och vindkraftverkens påverkan i tamrensområden. Under de senaste decennierna har det också gjorts en betydande forskningsinsats på vildren, även i Norge, och vi har tagit in resultat från dessa studier när vi ansett det relevant för att belysa problemställningen på bästa möjliga sätt.

Juni 2017
Olav Strand

VINDVAL
RAPPORT 6799 – Vindkraft och renar
En kunskapssammanställning

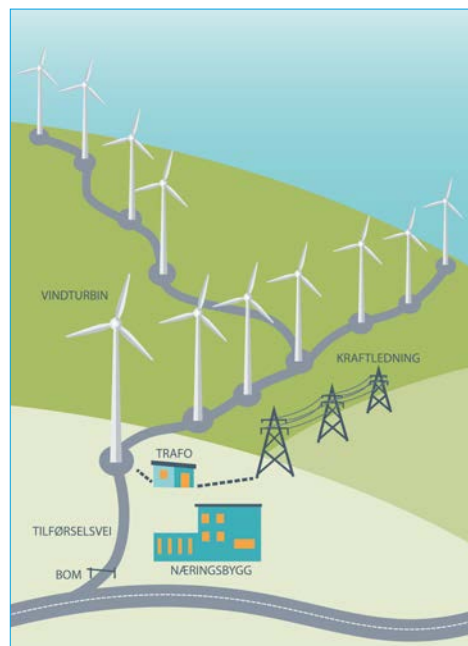
1 Inledning

Huvudfokus i denna rapport är vindkraftsanläggningars påverkan på renar. För att närma oss problemställningen ska vi först beskriva vad en vindkraftspark är och vilka tekniska ingrepp och installationer den innebär.

1.1 Vad är en vindkraftsanläggning?

En vindkraftsanläggning består av ett antal vindkraftverk med en väg till varje vindkraftverk samt tillfartsväg från annan väg in till vindkraftsparken (figur 1). Vägsystemet i vindkraftsparken anläggs i samband med att vindkraftsparken byggs och används senare för underhåll. Vägarna är inte nödvändigtvis plogade vintertid. Om vägarna inte plogas sker underhåll och inspektion vintertid normalt med hjälp av snöskoter. En vindkraftspark inkluderar också transformatorstation och kraftledning ut från vindkraftsparken. Överföringen mellan vindturbinerna och transformatorstationen sker vanligen via nedgrävda kablar längs vägarna. En företagsbyggnad brukar också finnas på platsen. Vindkraftverk placeras i områden där vinden är så stabil som möjligt. Det kan vara längs kusten, i fjälltrakter, i boreala områden eller till havs.

Vår uppgift i denna rapport är att ge en kunskapsöversikt över hur sådana installationer påverkar renar, både i byggfasen och under drift. För att göra det ska vi först gå igenom vad vi vet om tama och vilda renars reaktioner på tekniska installationer och störningar.



Figur 1. Principskiss för en vindkraftspark (illustration: Kari Sivertsen, NINA).

1.2 Vildren och tamren

Renar har i likhet med andra hjortdjur anpassat sig till en livsmiljö där rovdjur och predation har varit viktiga evolutionära faktorer. Renarnas livsmiljö präglas också av stora årstidsvariationer i betesförhållandena och en långvarig vinter där betet kan vara mycket knappt. Tillsammans har dessa faktorer – predation och varierande betesförhållanden – bidragit till att renar utvecklat ett särpräglat beteende. I våra områden utmärks renar framför allt av att de lever i flock och rör sig över stora områden för att hitta tillräckligt med bete

hela året. Renarnas energibehov varierar under året, precis som tillgången på bete. Som en följd använder renar olika områden under en årscykel. Bland dessa finns både viktiga flyttleder och områden som de strövar igenom samt områden där de kan undvika parasiter eller predation om sommaren eller i samband med kalvning. Studier som tar sikte på att dokumentera renarnas habitatanvändning måste därför spänna över stora geografiska områden och stora tidsrymder, eftersom habitatanvändningen är dynamisk och förändras till följd av förändrade miljöförhållanden (beståndstäthet, rovdjur, ekologiskt samspel med andra betesdjur, beteskvalitet, betestillgång och väder/klimat).

Ren (*Rangifer tarandus sp.*) finns i hela det cirkumpolära området. I dag delar vi in renar i sju olika underarter, varav tre (*R. t. tarandus*, *R. t. fennicus*, *R. t. platyrhyncus*) lever i Eurasien och fyra (*R. t. granti*, *R. t. groenlandicus*, *R. t. pearyi*, *R. t. caribou*) finns i Nordamerika. De allra flesta renar som lever i Fennoskandien tillhör samma underart, eurasiatisk tundraren eller fjällren (*R. t. tarandus*). Vildrenar i Norge och tamrenar i hela Skandinavien tillhör med andra ord samma underart. Dessutom finns det ett bestånd av skogsren (*R.t. fennicus*) som lever i de östra delarna av Finland och i Ryssland.

Vildrenar i brunst. Foto: Olav Strand.



Vi vet inte med säkerhet när renar började domesticeras i våra områden, men det finns skriftliga källor som berättar att norrmannen Ottar, som levde på 800-talet, hade renar som vaktades av samer (Bjørklund 2013). Man tror dock att vilda renar började domesticeras för omkring 2 000 år sedan (Clutton-Brock 2012). Domesticering innebär att man i första hand försöker minska djurens reaktioner på förändringar i närmiljön (Price 1999). Enligt Hemmer (1990) är skillnaden mellan vilda och domesticerade renar att man i första hand försöker förstärka egenskaper som man har nytta av, precis som i annat avelsarbete.

Formerna för renskötsel har varierat mycket genom historien, från enkel skötsel av djur som användes till transport och jakt på vilda renar till en intensiv djurhållning med mjölkproduktion och starkt domesticerade djur (Bjørklund 2013). De olika driftsformerna har givetvis haft stor betydelse för graden av domesticering (de genetiska förändringar som beror på aktiv avel) och skygghetsgraden (djurens tillvänjning till människor). Domesticeringen av renar har i första hand bestått i att man avlat på egenskaper som gjort det lättare att samla in och hantera djuren och som reducerat deras aggressivitet och rädsla, för att underlätta den närkontakt som behövs för att hantera dem. Det är bland annat djurens rädsla eller flyktinstinkt man utnyttjar när djuren ska flyttas eller samlas. Avelsarbetet har även tagit fasta på djurens flockbeteende (Kitti m.fl. 2006). Djurens flockegenskaper och vilket habitat de lever i har också betydelse för hur de reagerar på störningar. Skogslevande renar är till exempel mindre känsliga för störningar än renar som lever i öppna fjäll- eller tundralandskap (Klein 1980; Bergerud 1988). Orsaken är troligen att renar i öppen terräng måste röra sig längre bort för att undkomma störningar och finna skydd.

Dagens tamrenskötsel är en extensiv driftsform, och renarna rör sig fritt i landskapet under större delar av året jämfört med hur det såg när de sköttes mer intensivt. I stort sett räknar man med att tamrenens beteendemönster i dagens extensiva driftsformer är mer eller mindre ursprungligt när djuren får röra sig fritt i landskapet och inte påverkas av renskötarna i samband med drift, samling, uppdelning osv. (Skarin m.fl. 2008). I och med att tamrenen fortfarande lever i sin ursprungliga miljö har man inte haft behov av att bedriva avel för att påverka renarnas anpassning till omgivningen så som man har gjort med konventionella husdjur. Det gör att tamrenen fortfarande är lika väl anpassad till den naturliga livsmiljön som vildrenen (Klein 1971).

Undersökningar av renens skygghetsgrad har visat att den ursprungliga vildrenen har ett längre flyktavstånd och är skyggare än tamren och förvildad tamren (Reimers & Svela 2001; Reimers m.fl. 2006; Nieminen 2013; Baskin & Hjalten 2001). Dessa skillnader ser ut att ha en genetisk orsak, även om man ännu inte har kunnat påvisa några särskilda avelsegenskaper som betingar högre grad av skygghet. Reimers & Eftestøl (2012) visade till exempel att renar med en stor andel vildrensgener (Hardangervidda och Rondane) var 2–4 gånger så skygga som renar med större inslag av tamren (Forelhogna och Norefjell). Skillnaderna i flyktavstånd var ännu större, och renar på Hardangervidda flydde 8–9 gånger längre än renarna i Norefjell.

Dessa skillnader mellan norska vildrenstammar är också kända bland jägare och lokala förvaltningsmyndigheter.

Alla studier (som vi känner till) som jämför vildren och tamren, är studier av rädsla/flykt som undersöker korttidseffekter av mänskliga störningar. Dessa studier har alltså inte tittat på vilka konsekvenser som skillnader i beteendet har för renens undvikande och storskaliga habitatanvändning¹. Skillnaderna i skygghetsgrad mellan populationerna är emellertid så tydliga att man skulle förvänta sig motsvarande skillnader också när det gäller undvikande. Det betyder att även om både vildren och tamren i utgångsläget är skygga för människor, borde det också finnas skillnader i undvikande och hur störningar påverkar renens habitatanvändning. Hur dessa skillnader i djurens beteende i mötet med människor avspeglas i deras storskaliga habitatanvändning, är fortsatt osäkert. Men vid en jämförelse av hur störningar påverkar den storskaliga habitatanvändningen hos vildren, nordamerikansk caribou och tamren har man visat att djurens respons på störningar är i samma storleksordning (Skarin & Åhman 2014).

1.3 Effekter av tekniska ingrepp och störningar

Forskningen om effekter av tekniska installationer och störningar har summerats upprepade gånger genom åren (Klein 1971; Klein 1980; Martell & Russel 1983; Bergerud m.fl. 1984; Cronin m.fl. 1998; Wolfe m.fl. 2000; Weladji & Forbes 2002; Reimers & Colman 2006; Vistnes & Nellemann 2008; Skarin & Åhman 2014; Bartzke m.fl. 2014). Resultaten som sammanfattas i dessa verk visar att hjortdjur i allmänhet och renar i synnerhet har ett brett spektrum av reaktioner på störningar och att dessa innefattar individuella och fysiologiska reaktioner, beteendeändringar och ändrat habitatbruk genom att djuren helt eller delvis undviker områden med störningar. Tekniska ingrepp kan således leda till reducerad tillgång till mark och förlust av viktiga betesområden samt till försvårande av strövnings- och vandringsmöjligheter.

De undersökningar som genomfördes före 1985 var i huvudsak individbaserade undersökningar med fokus på lokala effekter som visade sig i ändrat beteende eller fysiologisk respons (Vistnes & Nellemann 2008). Några exempel är beteendereaktioner som rädsla och flyktrespons eller fysiologiska reaktioner som förändringar i puls (Paulus 1980; MacArthur m.fl. 1982) och nivå av stresshormoner (Sapolsky 1982). Typiska undersökningar av vildren och caribou från perioden fokuserade på reaktioner på flygbuller och militär aktivitet (McCourt m.fl. 1974; Calef m.fl. 1976; Gunn & Miller 1978; Miller & Gunn 1980 a, b; Valkenburg & Davis 1985) samt beteende i närheten av anlagda vägar, rörledningar (pipelines), järnvägsspår osv. (Bergerud 1971; Johnson & Todd 1977; Hanson 1981; Koskela & Nieminen 1983; Johnson 1985; Schiedler 1986).

¹ I den norska rapporten används ordet arealbruk vilket översatts som markanvändning. Enligt rapportförfattarna är begreppet habitatanvändning det korrekta.

Resultaten från denna typ av lokala och/eller kortvariga undersökningar har visat att vilda organismer helt eller delvis kan undvika eller reducera användningen av ett område med måttlig till hög störningsnivå. En typisk situation är att djuren upplever systematiska störningar relativt nära ett ingrepp med mänsklig aktivitet (till exempel en väg). Inom den zonen är det djurens förmåga att uppfatta störningarna och som regel störningsintensiteten som bestämmer hur stora områden som påverkas. Eftersom djuren i högre grad undviker ingreppet också längre bort från störningskällan, observerar vi reducerad habitatanvändning i ett större område från störningskällan. Ett bra exempel är vildrenar som söker sig bort från störningarna innan de återupptar en normal habitatanvändning. Det betyder att de områdena som påverkas negativt av störningen ofta är större än områdena där djuren upplever direkta störningar (som många gånger är mindre än 1–2 km i öppna fjällandskap). När det gäller vildren handlar det inte sällan om avstånd på 5–10 km från medelstarkt till starkt trafikerade vägar innan djuren har ett normalt och opåverkat beteende och normal habitatanvändning (Panzacchi m.fl. 2015, Strand m.fl. 2015 a, b och exempel i denna rapport).

I takt med att fokus på undvikande effekter har ökat och den teoretiska förståelsen av fenomenet förbättrats, har det blivit tydligt att lokala och/eller kortvariga studier kan ha felbedömt de faktiska negativa effekter som olika ingrepp och mänskliga aktiviteter har haft på renarnas habitatanvändning. Om man endast ser på habitatanvändningen och djurens beteende inom några få kilometer från ingreppet finns en risk att 1) man kartlägger fördelningen av de djur som av olika skäl är helt eller delvis vana vid människor och därför visar mindre skygghet för mänsklig aktivitet än genomsnittsdjuret i beståndet, 2) det saknas reella skillnader i störningsnivå mellan olika delar av studieområdet, med följderna att man inte kan dokumentera några skillnader i vilka områden djuren föredrar (i fråga om avstånd till ingreppet) hos djuren som vistas i studieområdet, och/eller 3) områdenas ringa omfattning gör att antalet djur i studieområdet är så litet att analyserna inte kan visa några reella effekter.



Vildrenar. Foto: Olav Strand.

Renar använder stora områden, och habitat användningen lokalt kan variera mycket från ett år till nästa, exempelvis på grund av störningar från insekter, betesförhållanden och beståndstäthet. Det bidrar till att habitat användningen är dynamisk och således svår att studera om man inte inbegriper en tillräckligt stor geografisk yta och tidsperiod. I slutet av 1980-talet ökade insikten om detta och fokus förflyttades till att börja inkludera betydligt större områden i studier av hur mänsklig aktivitet påverkar renar (Vistnes & Nellemann 2008). De senaste 10–15 åren har man i de flesta fall inkluderat större geografiska områden (minst 10–15 km från ingreppet som studeras). Man har också genomfört studier med kontrollområden (som inte berörs av ingreppet direkt och som ligger upp till 10–15 km från själva störningen) eller undersökt habitat användning före och efter ingreppen. Undantag från detta finns också i nyare undersökningar när topografi, ekonomi eller andra omständigheter har satt begränsningar.

Under de senaste tio åren har tillgången till data och analytiska möjligheter ökat, och data från större geografiska områden (digitala kartor och miljödata från satellitbilder) vilket tillsammans med GPS-teknik bidragit till att man kunnat undersöka och modellera djurs habitat användning på helt andra sätt än tidigare (Falldorf 2013; Panzacchi m.fl. 2013 a, b; 2015; Colman m.fl. 2015; Eftestøl m.fl. 2016; Skarin m.fl. 2008; Skarin m.fl. 2015). Denna utveckling har gjort det möjligt att studera renarnas habitat användning över stora områden, och fokus har riktats mot hur mönstret för djurens habitat användning påverkas av en rad olika faktorer, både naturliga och sådana som orsakats av människan. Man har också kunnat genomföra detaljerade studier på lokal nivå med större möjlighet att belysa effekterna av enskilda ingrepp och bakomliggande mekanismer.

1.4 Störningar och undvikandeeffekter

För att vi ska kunna observera undvikandeeffekter måste det finnas alternativa områden att skifta habitat användningen till (Gill m.fl. 1996, Gill & Sutherland 2000). Om renar undviker ett område så leder detta till att beståndstätheten och betetrycket ökar i andra områden. Sådana effekter har bland annat dokumenterats i undersökningar från Yellowstone, där man visat att vitsvanshjort undviker områden med hög vargtäthet och att den påföljande förändringen i betetryck på hjortens viktigaste vinterbetesväxter är mätbar (Hebbelwhite m.fl. 2005). Liknande kaskadeffekter har påvisats i Nordfjella och i Hardangerviddas vildrensområden. Där fann Nellemann m.fl. (2001) och Falldorf (2013) att rentätheten var större i områden med mindre infrastruktur och mänsklig aktivitet., Likaså var betesslitaget mätbart större i de centrala delarna av vildrensområdena där rentätheten var som störst och den mänskliga aktiviteten lägst.

Skarin m.fl. (2010) visade också att tamrenar i ett sommarbetesområde i Sarek och Padjelanta med låg täthet av markerade leder och få vandrare om sommaren, betade mindre tid närheten av de markerade lederna. Renar i ett

område med större täthet av markerade leder och vandrare (Jämtlandsfjällen/Jämtlandstriangeln) betade mer i närheten av markerade leder under samma period. Det verkade också som om renarna i Jämtlandsfjällen hade en högre tolerans för mänsklig aktivitet än renarna i Sarek/Padjelanta. Det kan bero på att renar i områden där det var glesare mellan de markerade lederna hade större möjligheter att välja områden med få människor, medan renarna i Jämtlandsfjällen inte kunde komma mer än 4 km bort från markerade leder. De markerade lederna i Jämtlandsfjällen/Jämtlandstriangeln låg också relativt högt i terrängen (dvs. i områden med färre insekter) och i områden med bra bete, vilket troligen överskuggade de negativa effekterna av störningarna.

Täthetens och täthetsrelaterade faktorerers betydelse för undvikande-effekter påpekades först av Gill m.fl. (1996; 2001) och Gill & Sutherland (2000). I dag vet vi att djurens respons på störningar beror på en lång rad faktorer, däribland tillgången på bete i de alternativa livsmiljöerna. Responsen skiljer sig normalt också åt mellan individer av olika kön och vid olika tider på året (Reimers & Colman 2006; Vistnes & Nellemann 2008). Lokalt är också störningsnivå och exempelvis topografi viktiga faktorer som bidrar till att den uppmätta responsen (till exempel undvikande i km eller procentuell minskning av habitat användningen) varierar både i tid och rum (Dahle m.fl. 2008, Vistnes & Nellemann 2008, Eftestøl m.fl. 2016).

1.5 Varför varierar renarnas undvikande?

Det finns tydliga likheter mellan det beteende som vilda djur visar i förhållande till människor och deras beteende i möte med rovdjur (Walther 1969; Dill & Houtman 1989; Bonenfant & Kramer 1996; Frid & Dill 2002). Från ett beteendekologiskt perspektiv kan vi därför se på djurs respons på störningar som ett sätt att skydda sig från rovdjur och ett utslag för den rädsla som renar har utvecklat för människor till följd av jakt. Det är också en sannolik förklaring till att vilda renar ofta är skyggare än domesticerade (Reimers & Eftestøl 2012; Nieminen 2013) och att renarnas reaktioner på tekniska ingrepp i hög grad påverkas både av djurens genetiska historia, tillvänjning och graden av mänsklig närvaro och aktivitet. Till detta kommer även deras förhållande till andra ekologiska variabler i den dagliga miljön.

Det är till exempel dokumenterat att undvikandeeffekterna är beroende av årstid (Skarin m.fl. 2008; Anttonen m.fl. 2011; Polfus m.fl. 2011; Kumpula m.fl. 2007; Helle m.fl. 2012; Weir m.fl. 2007; Leblond m.fl. 2011; 2013) och att undvikande kan förändras till följd av andra faktorer, som insektsaktivitet (Skarin m.fl. 2004; Cronin m.fl. 1998). Exempelvis visade Skarin m.fl. (2004) att de enda områden där renarna kunde slippa insekter samtidigt var områden med stora störningar från turister. I det området och den situationen var det viktigast för renarna att undvika insekter.



Renar söker sig gärna till snölegor för att minska insektsplågan. Foto: Olav Strand.

Panzacchi m.fl. (2013 a) och Strand m.fl. (2015 b) har visat att markerade leder har haft betydande negativa effekter på vildrenens habitatanvändning i flera norska vildrensområden, både genom att djurens beteende förändrats och genom att stigar och vandringsleder hindrar renarna från att följa sina naturliga vandringsmönster. Det verkar också som om undvikandeffekterna beror på mängden mänsklig aktivitet (t.ex. Polfus m.fl. 2011; Helle m.fl. 2012; Strand m.fl. 2014; 2015 a, b; Colman m.fl. 2013; 2015; Eftestøl m.fl. 2016), så att ökad mänsklig aktivitet leder till större undvikandeffekter (Polfus m.fl. 2011; Panzacchi m.fl. in prep; Strand m.fl. 2014).

Vildrenar. Foto: Olav Strand.



2 Material och metoder

De undersökningar vi hänvisar till i denna rapport har gjorts både relativt lokalt (inom delar av det totala betesområdet) och regionalt (både inom specifika årstidsbeten, exempelvis kalvningsområden, och inom ett årstidsbetesområde. När det gäller metod har man använt både direkta observationer av beteende och räkning av djur (Colman m.fl. 2012; 2013), registrering av betesintensitet genom beteendestudier och registrering av renspilling (Colman m.fl. 2013; 2015; Skarin m.fl. 2016, Skarin & Alam 2017) samt insamling av djurens positioner med hjälp av GPS-sändare (Colman m.fl. 2015; Eftestøl m.fl. 2014; 2016; Skarin m.fl. 2013; 2015; 2016). Renar har alltså en stor kulturell och ekonomisk betydelse för människor i norr. Därför finns det också mycket lokal och traditionell kunskap om renar. Denna är i många sammanhang en viktig kunskapskälla, som också har använts för att belysa potentiella problemställningar och effekter av vindkraft samt för att utforma undersökningarna på bästa möjliga sätt (Skarin m.fl. 2013, 2015, 2016; Colman m.fl. 2017). Se figur 2 för en geografisk översikt över de olika studier av effekter av vindkraftverk som återges i denna rapport.

2.1 Områden där forskargrupperna har studerat konkreta effekter av vindkraftverk

2.1.1 Storliden och Jokkmokksliden (1)

Kalvnings- och sommarbetesområdena i Malå sameby ligger i barrskogsområden. Området kring Storliden och Jokkmokksliden kännetecknas av en kuperad skogsterräng med sjöar, myrområden och skogar som viktiga landskapselement. Området präglas av tidigare skogsbruk, gruvarbete och annan markanvändning. Vägar delar in området i tre sektioner. Den östra och västra delen skiljs åt av vägar och flera byar norr om Mörttjärn. Det östra området delas i en nordlig och en sydlig del av vägen mellan Östra Lainejaure och Grundträsk. Här finns också en 40 kV kraftledning som går i öst-västlig riktning genom hela studieområdet. Topografiskt bidrar de



Figur 2. Geografisk översikt över de studier av vindkraftverks påverkan på tamren som återges i denna rapport. 1. Storliden och Jokkmokksliden, 2. Gabrielsberget, 3. Stor-Rotliden, 4. Kjøllefjord, 5. Fakken, 6. Vikna, 7. Nygårdsfjellet, 8. Essand, 9. Setesdalen vest, 10. Setesdalen aust, 11. Varangerhalvön Raggovidda. Se även tabell 1.

branta bergssidorna vid Jokkmokksliden och de mindre bergen öster om Jokkmokksliden tillsammans med sjöarna i området till att renarnas vandringsområden och flyttleder framstår som smala korridorer i landskapet. På Storliden och Jokkmokksliden uppfördes 8 respektive 10 vindkraftverk år 2010 och 2011. Totalt har man förbättrat eller anlagt 22 km väg och byggt 8,5 km kraftledning samt en ny transformatorstation i området.

Skarin m.fl. (2016) undersökte effekterna av vindkraftparken genom att studera renarnas habitatutnyttjande i området. För att dokumentera utnyttjandet försågs 57 renar (5–15 renar per år) med GPS-sändare under perioden 2008 till 2011 samt 2015. Dessutom genomfördes spillningsinventeringar under åren 2009–2015. Spillningsinventeringarna genomfördes i ett område på 300 km² och data registrerades på både lokal och regional nivå. På den lokala nivån lades provtytor ut närmare varandra i de områden där vindkraftparkerna byggdes. Provytorna lades ut glesare i de större områdena som låg långt från vindkraftparken och omfattade både vindkraftparkerna och områdena inom 10–15 km avstånd från parkerna (figur 2). Totalt registrerades, märktes och inventerades årligen mellan 1 148 och 1 314 provtytor mellan den 23 maj och den 8 juni.



Kraftledning upp till Storlidens vindkraftverk i Malå samebys sommarbetesområde.
Foto: Anna Skarin.

2.1.2 Gabrielsberget (2)

Gabrielsberget är ett kustnära område beläget på en urbergsplatå och utgörs till stor del utgörs av lågproduktiv tallskog. Före utbyggnaden var de höglänta områdena i hög grad ett sammanhängande kustnära skogslandskap. I de skogbevuxna delarna finns det mycket lav på marken, och dessa har använts som betesmark för renar sedan lång tid tillbaka. De höglänta områdena har en varierad och vindexponerad topografi och erbjuder goda betesförhållanden även under år med svåra snöförhållanden. Områdets topografi och den låga skogsproduktiviteten har gjort att stora områden inte berörts av modernt skogsbruk, utan har behållit sin karaktär av gles naturskog. Området ingår i Vilhelmina norra samebys betesområden. Det har använts av Byrkije renbetesdistrikt de senaste 25 åren, och vissa år av Vapstens sameby (Per-Anders Ågren, pers. medd.). Under åren 2010–2012 uppfördes en vindkraftpark med totalt 40 vindkraftverk på Gabrielsberget, och man anlade 19 km ny väg och 4,5 km kraftledning.

I Byrkije renbetesdistrikt märktes renar med GPS-sändare (Telespor AS, Tromsø) vintrarna 2013 (vintersäsongen 2012–2013), 2014 och 2015. Datainsamlingen började varje år när renarna släpptes på vinterbete efter att ha transporterats dit med lastbil, och avslutades när djuren samlades för transport tillbaka till Norge på våren. I analyserna användes data från sändare som hade registrerat minst en position/dygn. Totalt användes data från 41 renar under perioden 2013–2015. Inga data från perioder då djuren var samlade och utfodrades i beteshage användes i analysen.



Gabrielsbergets vindkraftpark i Lögdeå konventionsområde i Vilhelmina norra samebys vinterbetesområde.
Foto: Anna Skarin.

2.1.3 Stor-Rotliden (3)

Stor-Rotliden ligger inom Vilhelmina norra samebys vinterbetesområde i skogen och används framför allt av Vardofjällsgruppen. Stor-Rotliden ligger nära gränsen till Vapstens sameby och gränsar till Lögdeån i söder och Vargån i norr. Området är ett brukat skogslandskap som delvis består av lågfjällsmiljö. I området finns också en hel del vägar, skogsbilvägar och bebyggda områden. Stor-Rotlidens vindkraftpark består i dag av 40 vindkraftverk som byggdes av Vattenfall AB våren 2009. Anläggningen togs i drift i januari 2010. Den omfattar 25 km väg och 3,2 km kraftledning som är ansluten till stamnätet söder om själva vindkraftparken.

Vilhelmina norra sameby har sedan 2005 försett 3–7 renar med GPS-sändare i enlighet med sin renbruksplan (Followit Lindesberg AB, Tellushalsband). Det gjordes på vintern under perioden 2006–2010 (innan vindkraftparken byggdes). I projektet ”Vindkraft i reinbetesland” utrustades 30–40 av Vardofjällsgruppens renar med GPS-sändare (Telespor, Tromsø) varje vinter under perioden 2011–2014). Under perioden samlades GPS-data in med fyra, sex eller åtta timmars intervall. För jämförbarhetens skull användes data med åttatimmarsintervall i analyserna av materialet.

2.1.4 Kjøllefjord (4)

Kjøllefjord vindkraftpark uppfördes från hösten 2005 till hösten 2006 på Dyfjordhalvön i Olggut Corgas renbetesdistrikts barmarksbeten på Nordkinnhalvön. Undersökningarna här gjordes från hösten 2005 till hösten 2010 och bestod av spillningsinventering längs transekter varje höst samt månatliga registreringar av renar inom studieområdet under barmarks-säsongen (juni till oktober).

Datainsamling skedde på Dyfjordhalvön (avstånd till vindkraftparken: 0–5 km, areal: 61,9 km²) där vindkraftparken uppfördes och på närliggande Skjötningberghalvön (avstånd till vindkraftparken: 3–12 km, areal: 71,0 km²) som fungerade som kontrollområde.

Betet på de båda halvöarna bestäms huvudsakligen av berggrunden. Högre belägna områden domineras av blockterräng, i synnerhet i sydöstra delen av de båda halvöarna. I större områden, särskilt i centralt belägna delar, finns mer låglänta (under 100 meter över havet) partier med mer produktiva marker och björkskog och högre upp omväxlande myrmarker, snölegor, ljung- eller rishedar och kalblåsta kullar med inslag av lav. På de västra delarna av halvöarna finns högre belägna områden med klippformationer som stupar ner i havet. Här finns också bra bete i form av ris och annan växtlighet. De båda halvöarna är relativt likartade när det gäller växlingen i betesförhållanden mellan områdena längst österut och de västra delarna närmast kusten. Vindkraftparken har uppförts i ett höglänt område med blockmark i centrala/östra delen av Dyfjordhalvön. Det är ett område dit renar potentiellt skulle kunna söka sig för att få svalka och slippa insekter, men betesvärdet är mycket lågt. Skjötningberghalvön som har jämförts med Dyfjordhalvön har liknande terräng på de östra delarna av halvön.

Registrering av renarnas betesbeteende gjordes för att testa hypotesen om byggande eller drift av vindkraftparken skulle göra renarna stressade och oroliga, vilket skulle registrerats som en ökad stegfrekvens vid betning (Colman m.fl. 2014). Dessa undersökningar gjordes under de fältperioder som angetts ovan. När en betande renhjord lokaliserats intog observatören en position som gjorde det möjligt att ha hjorden under kontinuerlig uppsikt utan att skapa störningar. En ren valdes ut slumpvis och följdes konstant under två minuter. Antalet steg för den individen räknades för att få ett mått på stegfrekvens. Flera olika renar från samma hjord kunde registreras. Man observerade hjordar som befann sig på olika platser på de båda halvöarna för att få ett mått på om betesbeteendet skulle påverkas av närhet till störningar som hängde samman med vindkraftparken eller andra mänskliga ingrepp. Studien har ett år med fördata i form av spillningsinventeringar från 2005, vilka visar habitat användningen under sommaren 2005 och troligen också tidigare somrar (Skarin 2008). Vidare gjordes de direkta observationer där antal renar räknades. Det samlades in data ett år från byggfasen och fyra års data från driftsfasen.



Tamren i Kjøllefjord vindkraftpark. Foto: Jonathan Colman.

2.1.5 Fakken (5)

Fakken vindkraftpark byggdes under perioden september 2010 till oktober 2012. Fakkenhalvön ingår i Vannøy renbetesdistrikt som ligger på Vannøy. Vannøy renbetesdistrikt har en areal på 223 km², varav 7–8 procent ligger på Fakkenhalvön. Renbetesdistriktet har ett fastställt högsta renantal på 200, men det faktiska antalet var betydligt högre än så under hela studieperioden. Det faktiska renantalet var relativt stabilt med undantag för renskötselåren 2009/2010 och 2010/2011, då antalet var 10–20 procent lägre än genomsnittet för resten av studieperioden. Studierna omfattade direkta observationer av renarnas undvikande en gång per månad 2,5 år innan byggarbetet började, 1,5 år under och 1 år efter byggfasen.

Längs kusten på Vannøy kännetecknas landskapet av låglänta områden medan högre branta berg i högre grad är lokaliserade till öns centrala delar. Den genomsnittliga höjden över havet för hela Vannøy är 240 meter, medan motsvarande siffra för studieområdet på Fakkenhalvön är 89 meter. Växtligheten är negativt korrelerad med höjden och störst vid en höjd under 200 meter över havet. Det betyder att Fakkenhalvön i genomsnitt har bättre vegetation än resten av Vannøy och de centrala höglandsområdena på Vannøy, som också ligger längst bort från befintlig infrastruktur. Fakkenhalvön är särskilt viktig som vinterbete men används också en hel del resten av året. Undantaget är i juni och juli då området bara används sporadiskt.

Riks- och fylkesvägar och annan infrastruktur på Vannøy går i mestadels längs västkusten, sydkusten och södra delen av östkusten (enda undantaget är vägen från Vannareid till Burøysund). I norra änden av Vannøy och längs den nordliga delen av östkusten finns inga vägar. Vägarnas placering gör att ingen del av Fakkenhalvöns studieområde ligger mer än 2 km från riksvägarna längs kusten. Hela vindkraftparken ligger mindre än 1 km från befintliga vägar och/eller bebyggelse. Med tanke på riksvägarnas läge gör anläggningen alltså inte att nya områden utanför anläggningen blir mer tillgängliga för människor.

2.1.6 Vikna (6)

Studien utfördes på Ytre Vikna, en ö i Nord-Trøndelag med höjder på mellan 0 och 100 meter över havet. Eftersom det är sparsamt med snö i dessa områden erbjuder de bra vinterbete för renar. Vindkraftparken byggdes 1993 och har fem vindkraftverk. Undersökningarna här genomfördes under fem veckor hösten 1999 och 2000. Studien gjordes i två inhägnader av samma form och storlek (ca 7–8 hektar) med relativt lika vegetations typer. Den ena (experimentinhägnaden) gick från det yttersta vindkraftverket och ca 450 meter bort från vindkraftparken, medan den andra (kontrollinhägnaden) låg cirka tre km från vindkraftparken. Det första året gjordes observationer endast i experimentinhägnaden.

I varje inhägnad fanns det 3–5 djur. Det första året var samma djur i inhägnaden under hela perioden, medan det under det andra året var totalt

fyra olika grupper djur i inhägnaden under två perioder. Totalt var det fem perioder som analyserades oberoende av varandra. Vindkraftverket närmast experimentinhägnaden stängdes av var tredje eller var fjärde dag för att se om dess rörelse och ljud kunde påverka habitat användning och beteende. Resten av vindkraftverken, som låg mellan 350 och 800 meter från inhägnaden, manipulerades inte.

Dagtid registrerade man var tionde minut var i inhägnaden djuren höll till och vad de gjorde. Detta skedde samtidigt i båda inhägnaderna. Dessutom studerades djurens beteende i femminutersperioder. Dessa beteendestudier gjordes medan djuren betade och med 20 minuters intervall. I beteendestudierna registrerades alla beteendeändringar och djurens vaksamhet (vigilans). Man gjorde även observationer av slumpmässigt utvalda individer i fem minuter var tjugonde minut (perioder då djuren låg ner eller rörde sig väldigt mycket på grund av insekter eller liknande togs inte med). Under dessa observationer registrerades alla aktivitetsbyten, inklusive vaksamhetsbeteende (beteende då djuren tittar upp och skannar av delar av landskapet för att upptäcka faror).

2.1.7 Nygårdsfjellet vid Narvik (7)

Denna studie inleddes hösten 2004 och pågick fram till 2008 (Colman m.fl. 2008). Vagarbetet hade börjat innan undersökningen påbörjades, men vindkraftverken sattes upp först sommaren 2005. Beteendet under drivning och vandring registrerades i samband med att renarna drevs till slaktgårdet vid Nygårdsfjellet och vandrade vidare mot vinterbetet efter slakten. Drivningen gick inte genom vindkraftparken, utan kom väster- och norrifrån. Drivningen gick alltså i en stor båge runt vindkraftparken (inte på grund av vindkraftparken, utan på grund av andra geografiska faktorer). De sista två till tre kilometerna gick drivningen vanligen rakt mot vindkraftparken och stannade vid gärdesanläggningen, ca 300 meter från vindkraftparken. När djuren släppts ut gick de vanligen vidare mot vinterbetena på egen hand. Den traditionella flyttleden går rakt igenom vindkraftparken på Nygårdsfjellet. 2007 drevs djuren genom vindkraftparken därför att isen på vattnet söder om vindkraftparken var osäker i den västra delen, och rensköterna ville inte riskera att djuren valde den vägen på egen hand. Vi har observationsdata från 2004, 2005, 2007 och 2008. 2006 var det för lite snö i området och gärdesanläggningen användes inte.

Detta är en deskriptiv studie. Drivningen till gärdesanläggningen och vandringen vidare mot vinterbetena beskrivs som ”lyckad” eller ”misslyckad”. Snö- och väderförhållanden samt om vindkraftverken var på eller av beskrevs, och alla ovanliga reaktioner hos djuren som skulle kunna bero på vindkraftparken noterades. Narvik Energi stängde av vindkraftverken när djuren drevs in, när de släppts ut och tills de passerat vindkraftverken. När djuren hanterades i inhägnaderna var vindkraftverken dock igång.

2.1.8 Essand (8)

Statnetts nya 420 kV-ledning mellan Nea och Järpströmmen skär i öst-västlig riktning genom de centrala delarna av Essand renbetesdistrikts barmarksbeten. Kraftledningen byggdes från juni 2008 till september 2009 och ersatte en 300 kV-ledning som revs mellan september 2009 och juni 2010. På grund av landskapets beskaffenhet, vägsystem och gränsstängsel avgränsades undersökningsområdet till 370 km² och inkluderar områden upp till 10–12 km på vardera sida om kraftledningen. I öst avgränsas studieområdet av gränsstängsel mot Sverige. I väst avgränsas området av vägar och dalar. Effekten av de angränsande vägsystemen i väst har inte tagits med i dessa undersökningar. Området ligger mellan ca 600 och 1200 meter över havet och domineras av skogslandskap i de lägre områdena. Områden som ligger mer än ca 900 meter över havet domineras av öppet fjälllandskap.

Undersökningen omfattar GPS-data som dokumenterar renarnas habitat-användning från och med våren 2008 till och med hösten 2013. Utifrån renarnas förflyttningsmönster och naturliga säsonger delades barmarkssäsongen in i tre säsonger, vår: 16 maj–15 juni, sommar: 16 juni–31 augusti, och höst: 1 september–30 november. Det betyder att undersökningen omfattade en säsong innan byggarbetet började, två år med data från själva byggfasen och fyra år med data efter det att ledningen uppgraderats. I analyserna av materialet inkluderades information om stigar, höjd, väderstreck på sluttningar, avstånd till den nya kraftledningen, och anläggningsvägen samt beteskvalitet. Beteskvaliteten för respektive vegetationstyp inom varje säsong definierades som god, medel eller dålig utifrån renarnas föredragna vegetationstyper i ett betesreferensområde under samma säsonger. Betesreferensområdet låg inom samma barmarksbetesområden, men mer än 15 km från ledningen. Betesreferensområdet och studieområdet hade en jämförbar fördelning av vegetationstyper.

2.1.9 Setesdalen Vesthei (9)

Den undersökning som gjordes här hade fokus på byggandet av Statnetts nya 420 kV-ledning som går i utkanten av Setesdal Vesthei och Setesdal Austhei vildrensområden. Studieområdet ligger mellan 500 och 1 500 meter över havet. Växtligheten är god i dalsystemen och på de lägre fjällplatåerna upp mot 1 200 meter över havet. Ledningen går genom utkanten av renarnas kalvningsområden både i Ljosådalen i Setesdal Vesthei och i Setesdal Austhei.

Ledningen byggdes 2009. I detta studieområde hade man tillgång till data under 2 år innan byggarbetena började, data för 1–2 år från byggfasen (1 år i Vesthei och 2 år i Austhei) och 3–4 år efter det att byggarbetet avslutats (4 år i Vesthei och 3 år i Austhei). I Setesdal Austhei användes GPS-data, medan man i Ljosådalen både samlade in GPS-data och gjorde direkta observationer i fält varje vår efter det att man fått besked från Statens Naturoppsyn (SNO) om att det fanns djur i området (man gick systematiskt igenom Ljosådalen och registrerade alla hjordar och deras fördelning).

2.1.10 Setesdalen Austhei (10)

Utöver Statnetts nya 420 kV-ledning undersöktes också den befintliga 132 kV-ledning som går genom dalgången mellan Bueheii och Øytjørnheii i Austhei. För det området har man 6 år med data, men eftersom ledningen byggdes på 1960-talet finns data endast från tiden efter det att byggarbetena avslutades. 132 kV-ledningen berör centrala kalvningsområden.

2.1.11 Varangerhalvön Raggovidda (11)

Undersökningarna här började hösten 2011 och inleddes därför att Varanger Kraft planerade att bygga en vindkraftpark på Raggovidda, rakt sydost om Berlevåg. Områdena berör barmarksbeten i renbetesdistrikt 7, Riggonjårga, och projektet genomfördes i samarbete med distriktet. Undersökningarna har varit en del av VindRein/Kraftreinprojektet och ska bidra till kunskap om hur byggandet av vindkraftparker påverkar renarnas habitatanvändning. Renarnas habitatanvändning undersöktes innan utbyggnaden började, under byggfasen och i driftsfasen med hjälp av både GPS-märkning av renar och spillningsinventering i test- och kontrollområden. Byggandet började i juni 2013 och avslutades i september 2014. Från detta studieområde finns nästan två år med data från innan byggarbetena började, och drygt ett år med data från både bygg- och driftsfasen. Projektet har avrapporterats, men undersökningarna här ska fortsätta att samla mer data för att utöka kunskapen om hur renarna använder området i driftsfasen.



Renar under kraftledning. Foto: Jonathan Colman.

3 Resultat och diskussion

Sammanställningen av resultaten har vi delat efter om de gäller utbyggnadsfasen eller driftsfasen för en vindkraftpark. I utbyggnadsfasen är den mänskliga aktiviteten i regel hög, oavsett vilken ingreppstyp det rör sig om. Mänsklig aktivitet och buller från bland annat byggtrafik och sprängningsarbeten är dessutom i hög grad oförutsägbar och ”ny”. Under driftsfasen förekommer det vanligen mindre mänsklig aktivitet, men de lokala variationerna är mycket stora och aktivitetsnivån beror bland annat på hur vägnätet utnyttjas. Vi har också adresserat påverkan av specifika ingrepp som har särskild relevans för förståelsen av vindkraftparkers påverkan på renar. I vissa fall (exempelvis när det gäller vägar) bidrar dessa faktorer även till att synliggöra potentialen för åtgärder som kan minska påverkan.

Respektive forskargrupp har ansvarat för presentationen av de olika resultaten i kapitel 3: Skarin m.fl. ansvarar för studie 1–3, medan Colman och Eftestøl m.fl. ansvarar för studie 4–11 i tabell 1 (samma numrering som i kap. 2).



Storlidens vindkraftpark i Malå samebys kalvnings- och sommarbetesområde i skogen.
Foto: Anna Skarin.

Tabell 1. Översikt över resultat, geografisk omfattning, faser och metoder för datainsamling i de olika studieområdena där vindkraftsparkers påverkan på tamren har undersökts.

Studieområde	Årstid	Faser av vindkrafts- utbyggnad som studerades	Metod för datainsamling	Typ av beteende/ reaktion som undersöktes	Resultat och dokumenterade effekter
1. Storliden och Jokkmokksliden (8+10 vindkraftverk)	Barmarksperioden	Före, under och efter byggfasen	Spillningsinventering 1 gång om året över en period på 6 år	Undvikande	Den totala spillningsstätheten minskade med 66 % på Jokkmokksliden och 86 % på Storliden inom en zon på 0–2 km, från vindkraftparken, medan habitatanvändningen (andelen spillning) närmast vindkraftparken ökade på Storliden i driftsfasen inom en zon på 0–2 km. Den totala spillningsstätheten minskade med 61 % inom 0–15 km från vindkraftparken, habitatanvändningen minskade nära vindkraftparkerna.
	Kalvningsperioden	Före, under och efter byggfasen	GPS, 2-timmarsintervall under en period på 4 + 1 år	Undvikande	Under driftsfasen reducerades renarnas levnadsområde med 57 % inom en zon på 3 km från vindkraftparken jämfört med perioden före byggfasen. Renarna ökade sin användning (50 %) av områden där vindkraftparken inte var synlig jämfört med perioden innan byggarbetet började. Undersökningen omfattade områden som ligger 0–30 km från vindkraftparken.
	Kalvningsperioden	Före, under och efter byggfasen	GPS, 2-timmarsintervall under en period på 4 + 1 + 1 år	Rörelsemönster	Under driftsfasen var renarnas rörelsehastighet 15 % högre (mindre betesro) inom 4 km från vindkraftparken jämfört med perioden innan byggarbetet började. Undersökningen omfattar områden som ligger 0–30 km från anläggningen.
2. Gabrielsberget (40 vindkraftverk)	Vinter	Stopp och start av drift när renarna utfodrades och inte utfodrades.	GPS, 1 gång per dygn under en period på 3 år	Undvikande	Renarna undvek anläggningen med 3 km (<50 % sannolikhet för användning av området inom 3 km) när de inte utfodrades och var friggående och parken var i drift. När djuren utfodrades var de närmare parken, men minskade användningen av områden där parken var synlig med 25 % jämfört med perioden då de gick fritt. Undersökningen omfattar områden som ligger 0–10 km från parken.
3. Stor-Rotliden (40 vindkraftverk)	Vinter – bra vinterbete	Före, under och efter byggperioden	GPS, 8-timmarsintervall under en period på 6 år	Undvikande	Under byggfasen fann man ingen effekt. Man såg inte heller någon effekt av avståndet till parken under driftsperioden. Under driftsfasen minskade dock renarnas användning med 5 % i områden där parken är synlig och som ligger närmare än 25 km från den. Data från bygg- och driftsperioden jämfördes med perioden innan utbyggnaden började
	Vinter – dåligt vinterbete	Före och efter byggperioden	GPS, 8-timmarsintervall under en period på 3 år	Undvikande	Under driftsfasen såg vi reducerad användning (4 %) i områden där vindkraftparken inte var synlig (0–25 km).

Studieområde	Årstid	Faser av vindkrafts- utbyggnad som studerades	Metod for datainsamling	Typ av beteende/ reaktion som undersøktes	Resultat och dokumenterte effekter
4. Kjølleifjord (17 vindkraftverk)	Barmarkperioden juni- oktober	Føre (1 år), under (1 år) och efter byggfasen (4 år)	Direkte observationer 1 gång per måned under sommerhalvåret i 5 år	Undvikande	Djuren føredrog bra beten og man såg ingen påvirkning fra vindkraftparken på habitatanvendingen. Undersøkingen gjordes inom avstånd på 0-5 km fra vindkraftparken med ett kontrollområde 5-12 km fra parken som referens.
		Byggfas (1 år) och driftsfas (4 år)	Registrering av mark- anvending genom spillingsinventering 1 gång per høst i 6 år	Undvikande	Dessa undersøkingar gjordes utøver de direkte observationerna. Genomførdes inom samma områden. Inga effekter av vindkraftparken sågs, med undantag for tillfartsvegen i låglanta betesområden där en effekt påvisades inom 0-100 meter. Studien omfattede mark inom 0-5 km fra parken + ett kontrollområde av motsvarande storlek.
	Helårsbeten	Byggfas (1 år) och driftsfas (4 år)	Direkte observationer 1 gång per måned under sommerhalvåret i 5 år	Barriær	Våsisidan av vindkraftparkens "baksida" anvendes lika mycket eller mer än østisidan og kontrollområdena. Inga effekter påvisades i driftsfasen, men det fanns en svag tendens till barriær (færre korsningar på halvøn med vindkraftparken, men ingen signifikant skillnad) under byggfasen.
		Byggfas (1 år) och driftsfas (4 år)	Stegråking under betning	Rørelsemønster	Djuren rørdde sig med ca 50 % færre steg inne i sjølva vindparken (<500 meter) under betning i vindkraftparken jømført med lãngre bort. De rørdde sig 20-30 % snabbare på vindkraftshalvøn än i kontrollområdet under byggåret.
5. Fakken (18 vindkraftverk)	Helårsbeten	Føre (2,5 år), under (1,5 år) och efter byggperioden (1 år)	Direkte observationer 1 gång per måned i 7 år	Undvikande	Den totale tãtheten av renar i området jømførdes med rentãtheten i hela betesdistriktet. Inga negative effekter påvisades på stor skala. Negative effekter om vinteren (22 % reduktion) sågs inom 500 meter fra vindkraftparken under byggfasen. Habitatvanvendingen inom 500 m fra vindkraftparken minskade, relativt sett, med ca 50 % jømført med føre og efter oppfòrandet. Under driftsfasen konstatertes inga effekter. Undersøkingarna gjordes inom avstånd på 0-4 km fra parken. ¹
		Føre (1 år) och under byggperio- den (1,5 år)	Insamling av GPS-data under en period på 2,5 år	Undvikande	Lokalt minskade habitatanvendingen under vinter og vår, men inte på sommeren og bara delvis på høsten. Under den viktigte vinter-søsongen minskade anvendingen av områden opp till 1 km, men bara den vinter då byggarbeidet pågick aktivt (ett oppehãll gjordes under den første vinteren). Under vinteren med aktivt byggarbeite minskade anvendingen i storleksordningen 60-70 % jømført med føre byggfasen. Vi vill understryka att det på grund av den lilla mængden

¹ Oppgifferterna i denna resultatboks är inte desamma som i den norske rapporten. Det finns ett feil i den norske rapporten som har rãttats i føreliggende rapport.

Studieområde	Årstid	Faser av vindkrafts- utbyggnad som studeras	Metod för datainsamling	Typ av beteende/ reaktion som undersöktes	Resultat och dokumenterade effekter
6. Vikna vindkraftpark (5 vindkraftverk)	Inhägnadsstudie på barmark	Driftsfas, tillfällig avstängning av vindkraftverk (5 veckor per år i 2 år)	Direkta observationer i inhägnad varje timme dagtid i 5 veckor under 2 år	Undvikande	data från den sista vintern (endast en ren) och skillnader i resultat mellan säsonger/år är osäkert vad som beror på naturlig variation respektive faktiskt undvikande. Inga effekter sågs på regional skala. Resultaten kan jämföras med resultaten från de direkta observationerna. Fördelningen av djur inom en inhägnad på 0–450 meter från ett vindkraftverk jämfördes under perioder då vindkraftverket var i drift respektive avstängt. Samma sak gjordes i en kontrollinhägnad längre bort (ca 3 km). Man såg inga negativa effekter på renarnas habitat användning, vare sig av själva vindkraftverket eller av rörelser/ljud från det. Observationer i experimentinhägnad (0–450 meter) jämfördes med kontrollinhägnad. Ingen tydlig påverkan sågs vare sig av själva vindkraftverket eller av rörelser/ljud från det.
7 Nygårdsfjellet	Drivning till gårdesanläggning, vinter	4 års driftsfas	Direkta observationer	Beteende (aktivitetsbyten och vaksamhet) Barriär	Inga negativa effekter på drivningen sågs, varken in till gårdes- anläggningen eller ut från den. Vindkraftverken var avstängda. Drivningen till gårdesanläggningen gick fram till 500 meter från vindkraftparken, medan drivningen ut gick genom parken (ibland nattetid).
8. Essand, uppgradering från 300 kV till 420 kV-ledning	Barmarksbeten	Före (1 säsong), under (1 år) och efter (4 år)	Insamling av GPS-data under en period på 2,5 år	Undvikande	Negativa effekter konstaterades under alla tre säsongerna under byggperioden. 5–6 km om våren och 3,5 km om sommaren och hösten. Reduktionen var ca 10–15 % och som störst närmast ledningen. Inga effekter konstaterades under driftfasen.
9. Setesdal Vesthei, vildren. 420 kV-ledning	Kalvningsområden	Före (2 år) under (1 år) efter (5 år)	GPS-data	Undvikande	I Setesdal vesthei använde djuren inte områdena vid sidan av ledningen (med undantag för ett djur som kalvade precis under ledningen både före och efter men inte under utbyggnaden), utan var koncentrerade till området 4–8 km från den. Under byggfasen försöks tyngdpunkten något längre bort från ledningen. När det gäller Austhei var resultatet dock det omvända, dvs. att tyngdpunkten förflyttades lite närmare ledningen. Det gör det svårt att dra några slutsatser avseende byggfasen. Men varken i västra eller östra delen sågs några negativa effekter under driftfasen.
		Före (2 år), under (1 år) och efter (5 år)	Direkta observationer	Undvikande	Det fanns stora mängder renar i Ljosådalen samtliga år, också under byggfasen, men de flyttade sig längre in i dalen under byggperioden (i områdena 3–5 km minskade användningen i storleksordningen 50–60 %). Inga effekter under driftfasen.

Studieområde	Årstid	Faser av vindkrafts- utbyggnad som studerades	Metod för datainsamling	Typ av beteende/ reaktion som undersöktes	Resultat och dokumenterade effekter
10. Setesdalen aust, vildren, 132 kV-ledning	Kalvningsområden	Driftsfas (8 år)	GPS-data	Undvikande	Vildrenar. Inga negativa effekter dokumenterades. Områdena intill 132 kV-ledningen användes faktiskt mer än områden längre bort.
11. Varanger- halvön. Raggo- vidda vindkraftpark (15 vindkraftverk)	Barmarksbeten	Före (2 år), under (1 år) och efter (1 år)	GPS-data	Undvikande	Preliminära analyser från byggperioden tyder på att renarna vår och höst använde områden som låg upp till 10–20 km från vindkraftsparksvägarna omkring 25–30 % mindre än förväntat jämfört med perioden före utbyggnaden. Sommardrift var resultatet dock det motsatta, med ca 10 % större användning upp till 16 km från vindkraftsparksvägarna. För det ena året under driftsperioden var resultatet i linje med resultatet från byggfasen, med undantag för sommaren då användningen var lite större än förväntat (ca 2–3 % större i områden upp till ca 10 km från vindkraftsparksvägen).
			Spillningsinventeringar	Undvikande	Preliminära analyser tyder på att användningen relativt sett minskade i delområdet vid tillfartsvägen i dess helhet (berörda områden upp till 1,5 km från tillfartsvägen) och i ett delområde på östsidan av vindkraftsparksvägen (1–4 km från tillfartsvägen) med ca 20 % respektive 30 % i byggfasen. Detta jämfört med i ett kontrollområde (ca 8 km därifrån) på västsidan. Inga effekter sågs i driftsfasen. Internt lokalt (0–1 500 meter) märktes ingen tydlig påverkan från vägen när det gäller fördelningen av spillning.
			GPS-data och information från renskötare	Barriär	Inga specifika analyser av barriärer, men habitatanvändningen förändrades under kalvningstiden i byggfasen. Renarna kalvade i högre grad öster om vindkraftsparksvägen. Det kan tyda på att renarna hade problem med att passera byggarbetet längs tillfartsvägen till vindkraftsparksvägen vid den tiden på året (då det är mycket snö och ibland höga plogvallar). Under driftsfasen var frågan inte aktuell, eftersom renarna anlände till området längre västerut (för att inte blandas med renar från granndistriktet). Under driftsfasen (och byggfasen) har en traditionell vandringsväg som går runt Raggovidda dock fått minskad användning längre fram på sommaren enligt renskötare. Ingen vetenskaplig undersökning av detta har gjorts, men det ska göras i det fortsatta arbetet.

3.1 Effekter i byggfasen

De negativa effekterna i byggfasen hänger i hög grad samman med ökningen av mänsklig aktivitet, transport och byggarbeten. Därför håller vi inte i sär olika typer av anläggningar i fråga om denna fas. Det råder stor enighet om att det är den mänskliga aktiviteten som är orsaken till de observerade negativa effekterna.

En samlad bedömning av de undersökningar som har genomförts visar att vindkraftparkernas utbyggnadsfas har negativ effekt på renarna både i skogslandskap och i öppna kustlandskap. Det har dokumenterats genom ökad rörelsehastighet hos GPS-märkta renar i områdena nära infrastrukturen och genom att habitat användningen i områden nära vindkraftparkerna eller vägarna till dem reducerats (GPS-data och betesanalyser, till exempel 1, 2 och 3 i tabell 1 (Colman m.fl. 2013; Skarin m.fl. 2013; 2015; 2016; Colman m.fl. opubl.). Vi har funnit liknande undvikandeeffekter i samband med byggarbeten för kraftledningar (Colman m.fl. 2015, Eftestøl m.fl. 2016).

Exempelvis ökade renarnas rörelsehastighet med 7 procent i kalvningsområdena i Malå sameby när djuren vistades inom 5 km från anläggningen och med 23 procent respektive 38 procent när de var närmare än 3 km respektive 1 km (Skarin m.fl. 2015). Vidare fann Skarin m.fl. (2015) i samma undersökningar att rentätheten reducerades med 10 procent inom en radie av 2 kilometer från vindparken medan denna var under utbyggnad. Undvikandeeffekten var alltså störst i vindkraftparkens närområde och avtog med avståndet från parken. Vid sidan av undvikandeeffekterna som dokumenterades genom ökad rörelsehastighet och förändrad habitat användning (täthet), slutade renarna också att använda flera vandringsområden över en landsväg i anslutning till vindparken. Under byggfasen och kalvningsperioden minskade antalet gånger som renarna korsade vägen med 76 procent. Under tiden innan byggarbetena började använde renarna sex olika vandringskorridorer förbi vindkraftområdet, medan de under byggfasen bara upprätthöll en vandringsled direkt söder om vindkraftparken (Skarin m.fl. 2015).

Vid Fakken vindkraftpark fann man inga negativa effekter på en större skala under byggfasen, det vill säga att man inte såg någon minskning av antalet djur i det undersökta området (0–4 km från vindkraftparken) jämfört med i resten av renbetesdistriktet. Fakken ligger på en halvö som i sin tur ligger på en ö, och resultaten härifrån måste betraktas i ljuset av detta. Under byggfasen minskade renarnas användning av områden längs vägarna, både under vintersäsongen (50–80 procent reduktion) och under året som helhet (ca 50 procent reduktion). Reduktionen var dock signifikant endast i den del av vägazonen som inte fick ökad trafik till följd av byggaktiviteten. Orsaken är troligen att den vägzon som direkt berördes av byggverksamheten användes i begränsad utsträckning även innan arbetena började, och eftersom antalet djur i detta delområde var litet blir de statistiska resultaten svaga. För delområden som låg en bit in från kusten (mer än 250 meter från riksvägen) var användningen i området som låg mindre än 500 meter från vindkraftparken stabil under byggfasen, medan den ökade med 50 procent i området som låg

mer än 500 meter från vindkraftparken. Orsaken till att effekterna var tydligare längs riksvägarna än i vindkraftområdet kan vara att aktiviteten i själva vindparksområdet varierade mycket under loppet av byggfasen och att större delar var helt utan aktivitet under långa perioder. Man samlade inte in några detaljerade data som beskriver förändringarna i de lokala störningarna inom anläggningen. Längs riksvägarna förekom det däremot mer eller mindre kontinuerlig aktivitet under hela perioden.

I Kjøllefjord visade resultaten från de direkta observationerna (som gjordes en gång i månaden) inga tecken på att renarna undvek den nya infrastrukturen under byggfasen. Analysen gjordes genom att jämföra de observerade renarnas fördelning inom zoner med ökande avstånd till vindkraftparken/vindkraftvägarna, som låg i ett blockmarksområde centralt på Dyfjordhalvön. Motsvarande observationer gjordes på Skjötningberghalvön (kontrollområdet), där man också undersökte djurens fördelning över ett centralt blockmarksområde. I analyserna av habitat användningen togs beteskvalitet med som en förklaringsvariabel. Resultaten visade att renarnas användning av de båda halvöarna i hög grad kunde förklaras med tillgången på bra bete. Det dokumenterades således inget betesundvikande som berodde på vindkraftparken i byggfasen, men denna placerades också inom områden med mycket lågt betesvärde. Det betyder att renarna på grund av blockterrängen i hög grad undvek vindkraftområdet redan innan utbyggnaden började (blockterrängen dominerade i området upp till ca 500 meter från vindkraftverken). Utifrån spillningsinventeringen fann man heller inga tecken på att användningen Dyfjordhalvön som helhet minskat, eftersom spillningstätheten var större under byggåret än året före utbyggnaden. På Dyfjordhalvön konstaterades dock en minskad spillningstäthet i transekter som gick mer än 100 meter från de lägre belägna delarna av vindkraftparkens tillfartsväg (Colman m.fl. 2013: exempel nr. 4 i tabell 1).

När det gäller potentiella barriäreffekter sågs en tendens till att djuren rörde sig mindre fram och tillbaka förbi vindkraftparken under byggfasen (djuren var tvungna att passera inom mindre än 1 km från vindkraftparken) jämfört med kontrollområdet. Renarnas minskade förflyttningar i byggfasen ledde inte till någon minskad användning av de västliga områdena, men tendensen kan ha gjort att djuren blev något hindrade i att ströva fram och tillbaka under byggfasen (Colman m.fl. 2012: exempel nr. 4 i tabell 1).

Vidare visar beteendestudierna att djuren hade en högre stegfrekvens på Dyfjordhalvön, och den var högst under 2006 när byggarbetet pågick. Stegfrekvensen var också högre på Dyfjordhalvön 2007 (inte signifikant), det första hela driftsåret, men 2008 sågs ingen skillnad mellan halvöarna. Det kan tyda på att vindkraftparken påverkade betesbeteendet negativt under byggtiden och det första driftsåret, men att denna effekt avtog med tiden och att djuren kanske vände sig vid vindkraftparken under det första driftsåret.

Fullständiga analyser av data från vindkraftparken på Raggovidda har inte gjorts, men preliminära resultat och analyser talar för att renarnas användning av närområdena till anläggningen och tillhörande infrastruktur

minskat både vår och höst inom upp till flera kilometer, efter det att byggarbetena började. Om sommaren, och om man inkluderar höjd och vissa andra förklaringsvariabler, tyder resultaten däremot på att effekterna var de motsatta (Colman m.fl. 2017: exempel 11 i tabell 1). Mer specifikt tyder de preliminära analyserna på att djuren om våren använde området som låg upp till 10 km bort från vindkraftparken mindre jämfört med perioden innan utbyggnaden började. Minskningen inom det avståndet var i genomsnitt 15 procent. Undvikandet var störst nära ingreppet och minst längst bort från det. Under hösten var användningen mindre i områden upp till 20 km från anläggningen. Minskningen var då i genomsnitt 25 procent. Under sommaren såg man däremot en positiv effekt, då användningen under byggfasen i genomsnitt var 10 procent högre. Den ökningen var också störst nära ingreppet och minskade med stigande avstånd upp till 16 km.

Att man får olika resultat från olika säsonger kan delvis förklaras med att sommaren normalt är en säsong då andra faktorer, till exempel insektsstörningar, kan överskugga potentiella negativa effekter av ingrepp. Renarna i undersökningen vistades längre bort från vindkraftparken även om sommaren under byggfasen, men det habitatvalet förklaras med höjden (vegetations-täcket) och avståndet från riksvägar. Det var först när dessa andra variabler inkluderades som effekten från vindkraftvägarna var positiv. Vi vill understryka att man hittills inte har dragit några slutsatser när det gäller orsaks-samband i detta projekt.

I undersökningarna som genomfördes vid Stor-Rotlidens vindkraftpark kunde man inte dokumentera att byggarbetena hade någon negativ effekt på renarnas användning av området. Byggarbetena sammanföll endast en månad med renarnas användning av området, vilket gjorde att det fanns för lite data för att utvärdera byggfasen i området. Vid Gabrielsberget samlades det inte in några data under byggfasen och vi vet därför inte hur byggarbetena på den platsen påverkade renarna.

Kraftledningar är en viktig del av infrastrukturen i en vindkraftpark. Det har också förekommit många diskussioner om de effekter som nya kraftledningar eller upprustning av befintliga ledningsnät har på renars beteende och habitat användning. Resultaten från undersökningar av effekterna av byggarbeten i samband med nya kraftledningar, påminner i hög grad om dem man har sett för byggaktivitet vid vindkraftparker i övrigt.

I Essand renbetesdistrikts barmarksbetesområden, där en 300 kV-ledning uppgraderades till en 420 kV-ledning, konstaterade man att byggarbetet ledde till undvikande i en zon på 0–6 km om våren och 0–3,5 km sommar och höst (Eftestøl m. fl. 2016: exempel 8 i tabell 1). Den genomsnittliga procentuella nedgången i undvikandezonerna var 10–15 procent, med störst nedgång nära ingreppet. Förutom avståndet till infrastrukturen var även höjd över havet, vegetation och avstånd till leder viktiga faktorer.

I Ljosådalen i Setesdal Vesthei och Setesdal Austhei studerade Colman m.fl. 2015 (exempel 9 i tabell 1) hur byggandet av en ny 420 kV-ledning påverkade renarna under kalvningssäsongen. Även denna undersökning

visade att byggfasen hade en negativ påverkan. Både före, under och efter byggfasen föredrog djuren visserligen kalvningsområden som låg mellan 4 och 8 km från kraftledningen, men användningen försköts något i byggfasen och djuren minskade användningen av områden som låg mindre än 6 km från ledningen.

3.2 Effekter i driftsfasen

Vindkraftverk i drift ger upphov till buller och rörelse, med vibrationer i mark och luft. Alla som har gått i närheten av en vindkraftpark i drift vet att ljudet från vindkraftverken kan vara ganska kraftigt och beroende på bakgrundsbuller och väderlek kan höras upp till flera hundra meter bort. Enligt Helldin m.fl. (2012) är bullernivån precis under ett vindkraftverk på 1,5 MW med 60 meters tornhöjd runt 50–60 dBA. Nya vindkraftverk är ofta 220 meter höga (inklusive rotorbladet). Vindkraftverken är stora installationer som kan uppfattas som negativa för renar och människor. Vintertid finns det också risk för iskast.

De undersökningar som vi hänvisar till har gett olika indikationer på om undvikandet hos renar kan förklaras enbart med störningar från mänsklig aktivitet i vindkraftområdena eller även med störningar från vindkraftverken som sådana. Det är också oklart hur mycket som beror på aktivt undvikande och hur mycket som beror på att vägarna fungerar som ”transportkorridorer”. Forskarna är med andra ord osäkra på mekanismen (eller mekanismerna) som förklarar varför renar undviker vindkraftparker där detta är dokumenterat. Det finns ungefär lika många fall där man inte har funnit någon mätbar negativ effekt i driftsfasen som fall där man funnit effekter. I det sammanhanget är det viktigt att påpeka att man statistiskt sett har möjlighet att påvisa effekter (det vill säga att beräkna sannolikheten för att en effekt beror på tillfälligheter) men att det inte går att testa att effekter inte finns. De respektive undersökningarna har också gjorts i olika studieområden med olika landskap, bete och förutsättningar för renskötsel. Metoderna som använts och studiernas varaktighet har också varierat (tabell 1). Tillsammans gör detta att man måste försöka dra slutsatser utifrån alla de olika studierna. Vi har därför valt att ta med en relativt detaljerad beskrivning av fynden i de olika studierna och har delat in presentationen av resultaten efter landskapets beskaffenhet och årstid.

3.2.1 Effekter i kalvnings- och sommarbetesområden i skogsområden

Analyserna av insamlade GPS-data och renarnas rörelsehastighet under kalvningsperioden och tiden direkt efteråt i Malå-området (Skarin m.fl. 2016) visade att renarnas rörelsehastighet ökade i områden som ligger inom en radie på 4 km från vindkraftparken jämfört med innan byggfasen började. Under byggfasen fann Skarin m.fl. (2016) att rörelsehastigheten var högre ända upp till 5 km från anläggningen. Dessutom visade analyserna av habitatval att

renarna ökade sin användning av områden där vindkraftparken inte var synlig (50 procent ökning) och minskade användningen av områden där den var synlig (5 procent minskning). Även detta resultat var en jämförelse av data som samlats in innan byggaktiviteten började (2008–2009) och data som samlades in under loppet av ett år efter det att anläggningen tagits i drift (2015). Samma analyser visade att renarna minskade användningen av all mark inom en radie på 5 km från vindkraftparken med 16–20 procent.

Den absoluta mängden spillning i spillningsinventeringarna från Malå var 61 procent mindre inom ett avstånd på 0–15 km från vindkraftparken och 66 procent respektive 86 procent mindre inom avstånd på 0–2 km från Storlidens vindkraftpark (Skarin & Alam 2017). Data från dessa undersökningar användes också i en habitatvalsanalys som visade att sannolikheten för att hitta spillning på en provyta ökade med avståndet från vindkraftparkerna på en regional skala (inom en radie på 15 km). Under driftsfasen, och jämfört med året innan byggarbetena började, var sannolikheten för att hitta spillning från renar 9 procent högre i omedelbar närhet av vindkraftparkerna. Inom 1 km var den 33 procent större och vid avstånd på 3 km hela 64 procent större. I samma analys, men på en lokal skala (inom 2 km från Storliden), ökade sannolikheten för att hitta spillning ju närmare man kom vindkraftparken.

Arbetet med att bygga vindkraftparken på Storliden ledde till att renarna ändrade sina vandringsvägar och till slut bara korsade igenom ett område direkt söder om vindkraftparken. Skarin m.fl. (2016) framhöll att detta kan vara förklaringen till att de också fann en högre användningsfrekvens i närområdet kring vindkraftparken på Storliden under driftsfasen i spillningsinventeringen på lokal skala. De fann då att användningsintensiteten mätt genom spillningsinventeringen var 44 procent lägre 100 meter från vindkraftparken. 200 meter från anläggningen var den 56 procent lägre och inom ett avstånd på 2 km var den 93 procent lägre. Detta är med andra ord en del av studierna där inga negativa effekter påvisades.

Enligt Skarin m.fl. (2016) kan det förklaras med att vägen in till anläggningen och trafiken på den förändrade renarnas vandringsmönster. På så sätt är detta ett exempel på hur viktigt det är att göra analyser både på lokal och på regional skala. Det är lätt att dra felaktiga slutsatser om man inte kan fånga föränderligheten i renarnas habitat användning antingen genom långvariga studier eller genom studier som innefattar den skala som är relevant för de frågor som ställs.

I ekologiska studier förekommer ofta en variation som inte kan kontrolleras i experiment. Några exempel på sådan variation är klimat och väderlek. Man kan föreställa sig att även andra faktorer har påverkat resultaten. Till exempel är det möjligt att väderleken påverkar nedbrytningen av spillning och andra spår i landskapet. I detta fall var nederbördsmängden i Malå sameby långt större det ena året som anläggningen var i drift och skulle således ha påverkat resultaten i motsatt riktning. Ökad nedbrytning av spillning till följd av större nederbördsmängder är därför ingen trovärdig

förklaring till undersökningsresultaten från området. Man kan också tänka sig att förändringar i renskötselns rutiner har påverkat resultaten, men enligt samebyn gjordes inga större förändringar i skötsel eller antal renar under undersökningsperioden. Se Skarin m.fl. (2016) för en mer djupgående diskussion av dessa faktorer.

Resultaten från vindkraftparkerna Storliden och Jokkmokksliden visar att renarna minskar sin användning av eller undviker områden nära anläggningarna.

I Storliden och Jokkmokksliden skedde ingen märkbar ökning av den mänskliga aktiviteten, förutom tillsynen av parken, i området (A. Skarin, pers. medd.) under fältarbetet den period då renarnas beteende studerades. Detta är för övrigt ett sommarbetesområde där mängden rekreation och friluftsliv om sommaren är begränsad.

3.2.2 Effekter i vinterbetesområden i skogsområden

Byrkije renbetesdistrikt har använt Lögdeålandet som vinterbete de flesta vintersäsonger sedan 1987. I det området hade Skarin m.fl. (2016) tillgång till GPS-data för perioden 2013–2015. Totalt omfattar deras data 41 renar (9–16 renar per vinter). Skarin m.fl. (2016) använde dessa data för att studera effekterna av vindkraftparken medan den var i drift. Det finns inga GPS-data härifrån från tiden innan anläggningen byggdes, men renarnas användning av området har dokumenterats genom upplysningar som lämnats av samebyn (Tor Enok Larsen, Byrkie, pers. medd.; Paul Anders Fjällström, Vilhelmina norra, pers. medd.; Lars Anders Ågren, Vapstens sameby, pers. medd.; Enetjärn Natur AB. 2016). Renarnas habitatval analyserades under tre olika driftsförhållanden: 1) vindkraftparken avstängd under 40 dagar; 2) vindkraftparken i drift och renarna stödutfodrades (3 perioder med 26, 33 respektive 19 dagar de respektive åren); 3) vindkraftparken i drift och renarna betade fritt (4 perioder på 24 respektive 9 dagar 2013 samt 59 respektive 48 dagar 2014 och 2015). Detta upplägg gjorde det möjligt att undersöka hur stödutfodring påverkade användningen av området runt anläggningen medan den var i drift.

Analyserna visade att renarna minskade användningen av områden som låg närmare vindkraftparken än 3 km när denna var i drift och när djuren fick gå fritt (det vill säga när de inte stödutfodrades). Den minskade användningen av områdena inom 3 km från anläggningen innebär att tätheten av renar ökade med uppskattningsvis 30 procent i de kringliggande områdena. Under perioden då renarna stödutfodrades ökade användningen av områden där vindkraftparken var skymd med 13 procent, vilket indikerar att renarna minskade användningen av områden nära anläggningen trots att de fick stödutfodring även där.

I undersökningen vid Gabrielsberget fann man också indikationer på att renarna föredrog områden som låg på vindsidan av berget när de var nära anläggningen (mindre än 3 km) och när de stödutfodrades. En möjlig förklaring kan vara att djuren har en viss tendens att undvika områden

där de hör ljudet från vindkraftparken (Skarin m.fl. 2016). I övrigt är det inte mycket som pekar på att renarnas preferens för dessa områden skulle bero på mänsklig aktivitet i området. Vid Gabrielsberget var renarna närmare anläggningen (medelavstånd = 1 911 meter \pm 1 SE = 77 meter) under perioder då det var mänsklig aktivitet i området och vindkraftparken var ur drift, och längre bort när det var mer mänsklig aktivitet och anläggningen var i drift (medelavstånd när de utfodrades i parken = 2 255 meter \pm 1 SE = 85 m). Dessa resultat förstärktes när renarna strövade fritt (medelavstånd = 2 413 meter \pm 1 SE = 68 meter).

Stor-Rotlidens vindkraftpark ligger inom Vilhelmina norra samebys traditionella förvinter- och vinterbetesområde. Det är ett höglänt område i anslutning till flera viktiga betesområden längs Lögde älvdal. Variationer i snömängd över tid och mellan olika platser bidrar till att renarnas användning av och bete i området varierar, precis som i alla vinterbetesområden. Baserat på information om de lokala snöförhållandena från renskötarna kunde Skarin m.fl. (2016) urskilja mellan goda och dåliga betesförhållanden i analyserna. Dessvärre var det få renar som använde det aktuella studieområdet under perioden då projektet pågick. Inom ett avstånd på 2 km från närmaste vindkraftpark vistades endast mellan 0 och 3 av de få GPS-märkta renarna under åren innan byggarbetet började, och mellan 0 och 8 av de 10–25 renarna med GPS-sändare åren då anläggningen var i drift. Tillsammans bidrog dessa omständigheter till att det var svårt att säkert säga något om effekterna av Stor-Rotlidens vindkraftpark på renarnas habitat-användning endast utifrån GPS-data.

Med dessa begränsningar i åtanke visade resultaten att djurens medelavstånd till vindkraftparken var kortare under driftsfasen (8 311 m \pm 4 211 SD) jämfört med perioden innan byggarbetena börjat (12 080 m \pm 5 353 SD). På en stor skala använde renarna i studieområdet alltså mark som låg förhållandevis nära vindkraftparken mest, också när denna var i drift. Samtidigt visade habitatmodellerna en svag ökning av renarnas användning av områden där vindkraftparken var skymd under goda betesår (4 procent). Under året med dåliga betesförhållanden (2015) ökade renarna också användningen av områden där anläggningen var synlig med 5 procent. Det kan bero på att betesförhållandena var dåliga det året och att behovet av att hitta bete över-skuggade en eventuell negativ effekt av anläggningen.

Habitatvalsmodellen visade bara små skillnader mellan de olika perioder som ingick i studien, vilket kan bero på att renarna här hade en naturlig preferens för områden där anläggningen var skymd redan innan den byggdes. Renskötarna gjorde emellertid sina egna observationer och har pekat på flera aspekter där de menar att anläggningen har haft negativ effekt (se avsnittet om renskötarnas observationer). De påpekar bland annat att renarna i högre grad än tidigare vandrade över till intilliggande betesområden på norra sidan om anläggningen. Det var tyvärr inte möjligt för Skarin m.fl. (2016) att kvantifiera dessa förhållanden.

Resultaten från vindkraftparken Gabrielsberget visar att renarna minskar sin användning av eller undviker områden nära anläggningen. Studierna som gjordes vid Stor-Rotliden i Vilhelmina norra sameby kunde inte påvisa några sådana effekter. Resultaten ger också en viss indikation på att renarna undviker områden där vindkraftparkerna är synliga. En tänkbar förklaring är att rotorrelser eller buller från anläggningen kan vara störande och att djurens respons är i linje med beteende som konstaterats i andra studier som visat att renar eller caribou har en tendens att undvika områden där mänsklig aktivitet skapar buller, till exempel gruvor och vägar (Polfus m.fl. 2011; Helle m.fl. 2012; Boulanger m.fl. 2012). Rotorrelser och buller testades dock experimentellt på renar i en inhägnad på en lokal skala (inom 450 m från Vikna vindkraftpark). I den situationen hade renarna ingen möjlighet att välja andra områden. Man såg inga resultat som indikerade negativa effekter i den undersökningen (Flydal m.fl. 2004).

3.2.3 Driftsfas i öppet kustlandskap

I två av studierna i öppet kustlandskap (Fakken och Kjøllefjord, som båda är halvöar) har inga negativa effekter påvisats i driftsfasen genom direkta observationer (bygg- och driftsfasen) eller spillningsinventering (för-, bygg- och driftsfasen) (Colman m.fl. 2012; 2013 och Alemu m.fl. in prep). Undantaget är tillfartsvägarna till Kjøllefjordanläggningen, där man dokumenterat svaga negativa effekter längs vägen och i de lägre belägna delarna av området (Colman m.fl. 2013). I en ny, ännu inte avslutad studie på Raggovidda, pekar emellertid de preliminära resultaten på att reducerad användning på stora avstånd också kan förekomma under driftsfasen om våren och hösten, medan användningen om sommaren tycks öka svagt i närheten av vindkraftparken.

I Kjøllefjord visar vare sig resultat från spillningsinventering längs 20 transekter, eller direkta observationer en gång i månaden, någon reducerad användning av Dyfjordhalvön som helhet. Det gäller både området i sig och i jämförelse med kontrollområdet som låg mellan 3 och 12 km från vindkraftparken. Internt på Dyfjordhalvön, på avstånd under 5 km från vindkraftparken, konstaterades inte heller några negativa effekter på habitat användningen. Djurens fördelning i landskapet kunde bäst förklaras med den varierande beteskvaliteten. Undantaget var i närområdet till den lägre delen av tillfartsvägen där spillningsinventeringen visade att användningen minskat jämfört med resten av halvön.

I Kjøllefjord ligger vindkraftparken i ett stenigt område med minimal beteskvalitet (upp till ca 500 meter från vindkraftverken). Resultaten härifrån måste ses i ljuset av detta, och undersökningen lämpar sig inte för att utvärdera undvikande effekter på mindre än ca 500 meter. Resten av halvön har goda betesförhållanden, och på större avstånd än 500 meter från vindkraftparken påvisades inga negativa effekter i form av undvikande. Inom dessa områden bestämdes habitat användningen av tillgången och kvaliteten på bete (Colman m.fl. 2013).

Även om det eventuellt fanns ett undvikande på mindre än 500 meter från Kjøllefjord vindkraftpark (utan att detta dokumenterades), skulle detta i så fall vara av ringa betydelse. Dessa områden har lågt betesvärde och användes därmed begränsat (som resultaten av ett liknande område på kontrollhalvön visade). Något annat som också kan vara viktigt när det gäller resultaten från Kjøllefjord är att denna utbyggnad sannolikt inte har lett till någon ökning av den mänskliga aktiviteten i de områden som ligger utanför vindkraftparken. Det går vandringsleder in till de oexploaterade västra delarna av Dyfjordhalvön, där växtligheten är bättre, från både Kjøllefjord by och Dyfjord. Även om den mänskliga aktiviteten i själva vindkraftområdet har ökat är det inte naturligt att gå via vindkraftparken och sedan genom flera hundra meter med stenblock in till de fina vandringsområdena på västra sidan om vindkraftparken. På grund av ”naturlig” vandringsaktivitet från Kjøllefjord by, Dyfjord och Skjøtningberg är det dessutom möjligt att djuren som använder Dyfjordhalvön och Skjøtningberg redan är vana vid viss mänsklig närvaro i dessa områden. Därmed blir de mindre påverkade av de relativt måttliga förändringar som följer med vindkraftparken. Man måste också ta i beaktande att undersökningarna till största delen har gjorts om sommaren eller hösten och att störningar från insekter kan ha påverkat renarnas habitatval. Det är känt från andra undersökningar att renar kan visa svagare respons på mänskliga störningar när de försöker undvika insekter (Skarin m.fl. 2004, Pollard m.fl. 1996). Insektsaktivitet eller väderlek (som i hög grad styr insektsaktiviteten) har inte registrerats i undersökningarna från Kjøllefjord.

Utöver det eventuella undvikandet av Kjøllefjord vindkraftpark undersöktes även potentiella barriäreffekter (Colman m.fl. 2012). Så som nämndes i avsnittet ”Effekter i byggfasen” är Kjøllefjord vindkraftpark med tillhörande infrastruktur placerad så att Dyfjordhalvön delas upp i två områden, ett på utsidan och ett på insidan av exploateringen. Potentiellt kan vindkraftparken förhindra användning av området till väster. Colman m.fl. (2012) fann dock i sina undersökningar att vindkraftparken inte hindrade renar från att använda betesområdena på den oexploaterade yttre delen av halvön. Faktum är att djuren använde den del som låg på ”yttersidan” av anläggningen lika mycket eller mer än den östra delen av Dyfjordhalvön och såväl den östra som den västra delen av kontrollhalvön. Colman m.fl. (2012) konstaterade också att det fanns en betydande variation i antalet djur på båda sidor om vindkraftparken varje månad, och samma variation fanns även på kontrollhalvön. Även detta talar för att vindkraftparken inte hindrade djurens möjligheter till naturlig förflyttning här. Det finns inga exakta data som beskriver hur djuren passerade vindkraftparken (de kunde passera anläggningen på upp till en kilometers avstånd) och man ska därför vara försiktig med att överföra dessa resultat till områden/situationer där en vindkraftpark ”spärrar av” hela vandringsleden och där vindkraftverken är mer synliga än de var i detta område.

På samma sätt som i de andra delstudierna gjordes detta också internt både på vindkraftshalvön och på kontrollhalvön. Resultaten visade att djuren till synes betade normalt inom vindkraftparken. Det undersöktes genom en separat analys av stegfrekvens på olika avstånd från själva vindkraftparken på Dyfjordshalvön. Här fann man att renarnas stegfrekvens var lägre nära vindkraftverken. Den skillnaden blev tydligare fram till 2008 samtidigt som skillnaden mellan halvöarna försvann. I undersökningen dokumenterades således inget lokalt stressbeteende nära vindkraftparken under driftsperioden. Vi vet dock att vegetationen och fördelningen av vegetation är helt olika i vindkraftområdet och i områdena längre bort. Där dominerar blockmark, medan det finns enstaka dalgångar med mer sammanhängande vegetation med begränsad utbredning. Det ligger nära till hands att tro att en sådan betesfördelning kan påverka betande renars stegfrekvens.

Vid Fakken vindkraftpark fann man inga negativa effekter på stor skala under driftsfasen, det vill säga att man inte såg någon minskning av antalet djur i det undersökta området (0–4 km från vindkraftparken) jämfört med i resten av renbetesdistriktet som helhet. Inom studieområdet sågs inte heller några förändringar i habitat användningen jämfört med perioden innan byggarbetena började, varken under den viktiga vintersäsongen eller under året som helhet. Inom Fakkenhalvön märktes ingen förändring i användningen av de båda vindkraftzonerna (<500 meter från vindkraftparken och >500 meter från vindkraftparken) efter det att anläggningen togs i drift jämfört med innan byggarbetena började. Detsamma gällde de båda zonerna längs vägen (0–250 meter). Således dokumenterades inga negativa effekter från vindkraftparken under driftsfasen. Det något överraskande resultatet kan bero på att betesituationen gjorde djuren motiverade att uppsöka dessa vintebeteten även om det fanns vissa störningar där. Vi har inga data om snö- och isförhållanden, men sådana faktorer kan ha vägt tyngre än negativa effekter från vindkraftparken. Eventuellt kan det vara så att de negativa effekterna av anläggningen är så små att de inte bidrar till att djuren drar hela 500 meter bort. I sammanhanget bör nämnas att vindkraftparken byggdes vid kusten, i närheten av befintlig infrastruktur där djuren redan är vana vid att det finns mänsklig aktivitet och där områdena som ligger längre från vindkraftparken istället ligger närmare den befintliga infrastrukturen längs kusten. Det här är också en ö där den bästa vegetationen finns längs kusten.

Flydal m.fl. (2004) studerade renar i inhägnader på Ytre Vikna för att undersöka eventuella effekter av vindkraftverk på renars beteende och habitat användning. Studien visade inga negativa effekter på habitat användningen, varken från själva installationerna eller från rotorbladens rörelser. Djuren föredrog i stor utsträckning att ligga i området närmast vindkraftverket. Man såg inte heller några tydliga effekter på antalet beteendeförändringar eller djurens vaksamhet. Inhägnadsstudierna kan inte överföras på djur som strövar fritt, och det är naturligtvis sannolikt att djuren skulle ha lämnat området utan rörelsebegränsningen på 450 meter (oberoende av vindkraftverken).

Forskarna menar dock att om anläggningarna hade uppfattats som starkt störande så skulle djuren ha föredragit den del av området som låg längst bort från dem, eventuellt i kombination med en ökad vaksamhet när djuren befann sig i den del som låg närmast anläggningarna. Någon sådan förändring av renarnas habitatanvändning/beteende dokumenterades alltså inte.

För Nygårdsfjellet registrerade man alla passeringar i samband med utsläpp från gärdesanläggningen om hösten från och med hösten 2004 och till och med 2008 (Colman m.fl. 2008). Djuren rörde sig genom vindkraftparken samtliga gånger. Drivningen till inhägnaderna och användningen av dem gick som vanligt under alla åren då registreringar gjordes. Vandrigen vidare till vinterbetena avlöpte också som vanligt och utan problem, men här ska man komma ihåg att djuren vanligtvis släpps ut på kvällen efter mörkrets inbrott när vindkraftverken inte längre syns. Vindkraftverken stängdes också av tills djuren hade passerat. Det observerade rörelsemönstret är en del av djurens traditionella vandringsmönster från tiden innan vindkraftparken byggdes. Detta var den etablerade riktning i vilken distriktet önskade och förväntade sig att hjorden skulle röra sig efter insamlingen. Det var alltså ytterst lite som tydde på att det traditionella förflyttningsmönstret förändrades.

Preliminära resultat och analyser från Raggovidda (Berlevåg vindkraftpark) visar att renarnas användning av områdena upp till flera kilometer från vindkraftparken och tillhörande infrastruktur var mindre under driftsperioden jämfört med före utbyggnaden, både vår och höst. På sommaren var resultatet dock det motsatta. När andra variabler som höjd över havet och avstånd till riksvägar inkluderades, visade analyserna av driftsperioden att djuren reducerade användningen av området som låg upp till ca 11 km respektive 20 km från vindkraftparken vår respektive höst. Habitatanvändningen i driftsfasen var då ca 25 procent mindre jämfört med före utbyggnad, och användningen var allra minst nära ingreppet. På sommaren var användningen försumbart större, nämligen i snitt 1–2 procent större upp till ca 6 km från ingreppet. Dessutom var också höjd över havet och avstånd till riksvägar viktiga för att förklara djurens fördelning.

För Raggoviddas barmarksbeten var förändringarna i habitatanvändning störst i september/oktober, med minskad användning i den norra delen. Vi vill understryka att inga slutsatser dragits om orsakssamband i studien, bland annat för att man tills vidare bara har analyserat ett år med data från driftsfasen och därmed inte vet något om hur den naturliga variationen från år till år påverkar. Förutom naturlig variation och eventuellt faktiskt undvikande kan förändringarna till viss del också bero på minskad användning av vårvandringsleden förbi Kjølnes på vindkraftparkens nordsida (i synnerhet under byggfasen vandrade nästan inga renar här om våren). Det kan i sin tur ha påverkat habitatanvändningen i större områden. Renskötare har också uppgett att de anser att en led som går i en sväng runt Raggovidda tycks ha fått reducerad användning över lag under barmarkssäsongen. Detta har ännu inte undersökts vetenskapligt, men en sådan förändring kan ha varit en

bidragande orsak till det ökade betetryck i andra delar av distriktet under sensommaren och hösten som renskötseln upplyst oss om. Information från renskötseln visar även att trycket mot rengärdet längs riksväg 888 i den sydligaste delen av studieområdet också har ökat, vilket i sin tur har lett till att renskötarnas arbetsinsats i form av aktiv drivning har ökat (för att få djuren att vända tillbaka norrut igen), såväl under vindkraftparkens byggfas som under driftsfasen. Liksom i fallet med habitat användningen har forskningsprojektet ännu inte dragit några slutsatser om orsakerna till detta. Datainsamlingen i området kommer att fortsätta under de kommande åren, och man räknar med nya, mer fullständiga analyser och slutsatser inom några få år. I samband med detta arbete kommer det att föras ingående diskussioner med renskötseln för att bedöma hur vi bäst kan testa våra data för att objektivt utvärdera om de förändringar av habitat användningen som renskötarna har erfårit helt eller delvis beror på vindkraftparken eller främst på andra faktorer.

Spillningsinventeringen visade samma trender som GPS-data för byggfasen med reducerad användning vid tillfartsvägen och på östra sidan av vindparken. Det första driftsåret fann man dock inga skillnader jämfört med före byggfasen. Motsättningarna mellan spillningsinventeringen och GPS-data för driftsfasen kan bland annat bero på följande faktorer: 1) Med vår metod för att inventera spillning längs transekter bör man förvänta sig en ”fördröjd” effekt eftersom transekterna inte rensas varje år och den spillning vi räknar således härrör från de senaste 3–4 åren och inte endast från det år då vi går in (Skarin m.fl. 2008). Därför är det sannolikt att de verkliga skillnaderna blir tydliga först efter 3–4 års drift. Samtidigt är det dock märkligt att vi ser skillnader under byggfasen. 2) GPS-data fångar inte hela hjordens habitat användning på samma sätt som spillningsinventeringen gör, åtminstone för året som helhet (spillningsinventeringen görs endast en gång per år, alldeles i slutet av hösten). 3) Spillningsinventeringen skiljer inte mellan honor och hanar. De renar som märks med GPS-halsband är honor, och vi vet från andra beteendestudier och uppgifter från renskötseln att vajor och sarvar reagerar olika på mänsklig aktivitet. Sarvarnas habitat användning kan därför ha ”spätt ut” effekterna från förändrade mönster hos vajorna, i synnerhet om våren när vajor med kalv är särskilt skygga. 4) En kombination mellan minst två av punkterna ovan. Vi planerar också att fortsätta spillningsinventeringen i det fortsatta arbetet innan vi drar våra slutsatser.

3.3 Vägar

Vägar byggs i samband med etablering och drift av en vindkraftpark. I ekologisk bemärkelse är den mest uppenbara effekten av en väg det fysiska bortfallet av betesmark som vägen tar i anspråk. Men utöver detta finns en rad indirekta effekter som kan ha väsentligt större betydelse än den direkta förlusten av betesmark. Effekterna beror bland annat på följande:

- Vägar kan vara fysiska barriärer som hindrar djurs naturliga habitat-användning.
- Branta snö- och plogvallar eller mittremsor kan göra det svårt för djuren att korsa vägen.
- Vägar lägger beslag på viktiga habitat.
- De fungerar som vandrings- eller transportkorridorer och leder djuren till önskade områden, exempelvis jordbruksmark, samt gör att djuren kan spridas över ett större område vilket skapar merarbete för renskötarna.
- De ger upphov till trafik och buller.
- De ökar tillgängligheten till avsides belägna områden.
- De medför ökad mänsklig aktivitet och därmed ökade störningar.
- Fler djur blir påkörda och dör (stora vägar som E6, E12, E10, Fv 98 och många andra är därför ett av de största problemen för renskötseln i Norge).

Dessutom kan vägar fragmentera området där vindkraftparken etableras, och hela parken med vindkraftverk, vägar och annan infrastruktur kan skapa en barriäreffekt och bidra till att försvåra renskötseln.

Det har gjorts många studier av vägars betydelse för vilda djur i allmänhet och det finns många studier som dokumenterar vägars påverkan också på renar. Barriärer är i det sammanhanget ett motstånd som djuren möter i landskapet, där tekniska installationer eller störningar som dessa ger upphov till påverkar djurens naturliga rörelser. Barriärer är med andra ord vad vi kan kalla semipermeabla, eftersom det hinder de utgör inte måste vara fullständigt (Colman m.fl. 2012). Det räcker att de begränsar de naturliga rörelsemöjligheterna (Panzacchi m.fl. 2015).

Man har också sett på vägars betydelse i regionala habitatmodeller som omfattar de största vildrensområdena i södra Norge. Dessa undersökningar visar att vägar har betydande barriäreffekt. Starkt trafikerade vägar, vanligen i kombination med annan infrastruktur som järnvägar, vattenkraftsutbyggnader, vanlig bebyggelse och/eller fritidshusområden/ingångar till fjällvärlden, framstår idag i flera områden som fullständiga barriärer och har lett till en total fragmentering på Hardangervidda (Rv 7), i Nordfjella (Rv 50) och på Dovrefjell (E6 och järnväg) (Dahle m.fl. 2008, Strand m.fl. 2012, 2013, 2015 a, b). Eventuellt kan de leda till större fördröjningar för renarnas naturliga förflyttning, till exempel i Setesdal Austhei där riksväg 40 och annan infrastruktur gör att migrationen till kalvningsområdena försenas med ca 10 dagar (Panzacchi m.fl. 2013a). Dessa exempel beskriver vägar som leder till betydande mänsklig aktivitet, men även mindre trafikerade vägar (som den i Rondane) bidrar till att begränsa renarnas möjligheter att ströva fritt (landskapets permeabilitet) med 60 procent. Samma undersökningar visar att renarnas habitat-användning kan återgå till det normala när vägarna är vinterstängda (till exempel. Snøheimvegen på Dovrefjell, Brokke-Suleskardvegen i Setesdal Vesthei och Friisvegen i Rondane (Strand m.fl. 2015b).

Erfarenheterna från Norge visar också att vägar i samband med utbyggnad av vattenkraft kan ha sekundära effekter som överensstämmer väl med effekten av vägar som byggs i anslutning till en vindkraftpark. Exempelen är flera, men Sønstevann på Hardangervidda och Aursjøen i Snøhetta är några av de tydligaste. I båda fallen anlades vägar i samband med att vattenkraftverken byggdes. Det ledde i sin tur till ökad tillgänglighet, omfattande fritidshusbyggnation och ökad mänsklig aktivitet. Båda områdena framstår idag som mycket sårbara strövområden på väg mot viktiga betesområden på Hardangervidda och mellan öst- och västområdet i Snøhetta, som till följd av Aurobyggnaden i praktiken har kluvits i två funktionella enheter.

3.4 Kraftledningar

Kraftledningar ger ibland inga påvisbara effekter på renars beteende (Flydal m.fl. 2009; Bartzke m.fl. 2014) eller habitat användning (Reimers m.fl. 2007; Bartzke m.fl. 2014; Colman m.fl. 2015; Eftestøl m.fl. 2016). Andra studier visar dock att kraftledningar kan bidra till att störa renarnas naturliga rörelser i landskapet (Reimers & Colman 2006; Eftestøl m.fl. 2014). Framför allt kan mänsklig aktivitet (exempelvis tillsyn eller skoterspår som går längs ledningarna) leda till att renar undviker kraftledningsgator.

En annan förklaring till möjliga negativa effekter av kraftledningar med spänning över 300 kV kan vara UV-ljus och en så kallad korona-effekt. Att högspänningsledningar avger UV-ljus är välkänt, liksom som att renarna har god förmåga att uppfatta UV-ljus under vinterhalvåret, då ögats ljuskänslighet förändras. I dagsläget vet man inte säkert under vilka förhållanden och på vilka avstånd renar uppfattar UV-ljus från kraftledningar. I det sammanhanget har Tyler m.fl. (2014, 2016) föreslagit att UV-ljus kan vara orsaken till att vissa äldre studier har funnit undvikande effekter vintertid. Detaljer kring detta har ännu inte undersökts, men det är viktigt att påbörja studier av dylika effekter.

Nyare studier som gjorts under kalvningsperioden finner inga undvikande effekter med hänsyn till kraftledningar (Colman m.fl. 2015; Eftestøl m.fl. 2016). Colman m.fl. (2015) studerade renarnas habitat användning i förhållande till en ny 420 kV-ledning och befintliga 132–420 kV-ledningar och fann inga effekter av kraftledningarna i driftsfasen. Djuren föredrog områden som tidigt blev snöfria och terräng som vette åt söder. Själva sluttningsgraden och vegetationstypen hade också betydelse. Man fann emellertid inga negativa effekter på renarnas användning av områden som låg närmare den nya 420 kV-ledningen jämfört med perioden innan ledningen byggdes, varken i Setesdal Vesthei eller i Setesdal Austhei. Faktum är att habitat användningen nära ledningen i Austhei (som löpte parallellt med en annan befintlig 132 kV-ledning) i stället ökade. Detta beror givetvis inte på någon positiv effekt från ledningen, men visar att man ska vara försiktig med att tolka resultat från korta tidsserier (i Austhei hade vi bara ett år med fördata).

När det gäller de befintliga kraftledningarna tycktes kraftledningarna i Vesthei ha en effekt när man inkluderade områden 0–4 km från ingreppen. Men när större områden inkluderades visade det sig att det var frågan om en så kallad kanteffekt. Djuren använde med andra ord områdena både på Ljosådalsens sydsida (utan kraftledningar) och på nordsidan (flera större kraftledningar) lika lite, och när områden på båda sidor om dalen inkluderades försvann den negativa effekten av ledningen. I Austhei var det faktiskt så att 132 kV-ledningen som går centralt genom Setesdal Austheis kalvningsområden, vid Bueheii och Øytjørnhei, påverkade positivt (utöver de faktorer som nämnts ovan). Orsaken är sannolikt andra faktorer än själva kraftledningen, exempelvis att ledningen går genom ett centralt område som renarna kanske väljer på grund av topografi eller tillgång på bete (till skillnad från vid kraftledningarna på norra sidan av Ljosådalen).

I Essands renbetesdistrikt i södra Norge undersökte man potentiella effekter av att en kraftledning uppgraderades från 300 kV till 420 kV. Ledningarna går i utkanten av kalvningsområdet och genom viktiga sommar- och höstbeten. Ledningen går också delvis parallellt med en mindre använd byggväg/stugområdesväg ner till Essandsjön. På grund av samlokaliseringen av dessa ingrepp gick det inte att skilja de unika effekterna av vägen och kraftledningen åt. Den mänskliga aktiviteten ökade längs bägge under byggfasen och minskade sedan åter i driftsfasen. På våren visade analyserna av betespreferenser att djuren föredrog samma vegetationstyper som djuren i betesreferensområdet. Vidare föredrog djuren söderslutningar och lägre terräng samt områden i närheten av stigar (stigar används inte särskilt mycket under den årstiden). Användningen var också något lägre intill vägen/ledningen, men man såg inga skillnader i habitat användning mellan före och efter det att byggarbetena avslutats. Själva uppgraderingen av kraftledningen hade alltså ingen effekt. Att områdena nära ledningen användes mindre om våren var inte oväntat, eftersom området ligger i kalvningsområdets utkant. I undersökningen studerades effekter av byggarbetena och effekten av att ledningen uppgraderades från 300 kV till 420 kV. Undersökningarna säger med andra ord ingenting om möjliga effekter av den ursprungliga 300 kV-ledningen eller vägen/fritidshuset som fanns här innan projektet började.

Under sommaren ökar användningen av hela studieområdet. Inga negativa effekter av uppgraderingen sågs under vare sig sommaren eller hösten. Analyserna visade att för sommardata hade avstånd till ledningar, beteskvalitet, höjd, avstånd till stigar och terrängens lutning och väderstreck (solinstrålningen) betydelse för renarnas habitat användning. Avståndet till ledningen/vägen gav ett svagt positivt utslag, det vill säga att renarna använde områdena nära ledningen/vägen något mer än förväntat. Det kan troligen förklaras med att vägen används relativt lite och att området ligger centralt inom ett större betesområde. Intressantare var att övriga faktorer i hög grad hade motsatt effekt jämfört med under vårsäsongen. Djuren fortsatte att föredra samma vegetationstyper som djuren i betesreferensområdet om sommaren, men till skillnad från våren valde de i större utsträckning högre belägna områden, nordslutningar och områden längre bort från stigar.

Den mänskliga aktiviteten på stigarna är högre under sommaren. Dessutom påverkar insekter också habitat användningen och bidrar till att djuren drar sig upp på högre höjder, där de också i högre grad använder områden som normalt har snöfläckar (nordsluttningar).

På hösten var avståndet till ledningen inte signifikant och djuren föredrog återigen sydsluttningar. Avståndet till stigar hade fortsatt negativ effekt. Vidare föredrog djuren högre terräng, vilket är något överraskande eftersom vi vet att de söker sig ner på lägre höjd för att beta. Detta kan dock tyda på att allmänna störningar från mänsklig aktivitet (bland annat jakt) har drivit upp djuren på högre höjd, trots att betet är sämre där. Djuren föredrog dock fortfarande samma vegetationstyper som i betesreferensområdet, något som tyder på att dessa yttre faktorer påverkade djuren i bägge områdena likadant.

Flydal m.fl. (2009) undersökte lokala effekter av två parallella kraftledningar (300 kV och 132 kV) genom att studera renar som var placerade i inhägnader i Slådalen i Lesja kommun i Norge. Studien genomfördes med både upprepningar och kontrollområden. Två experimentinhägnader placerades på ca 0–400 meters avstånd och ledde rakt från kraftledningarna i var sin riktning. Dessutom fanns två kontrollinhägnader i samma väderstreck som placerades ca 500–1 000 meter bort från ledningarna. Både habitat användning och beteende studerades. I fråga om habitat användningen påvisades inga effekter. Djuren använde den del av inhägnaden som låg närmast kraftledningarna lika mycket eller mer än de delar som låg längst bort (även jämfört med kontrollinhägnaderna). Antalet aktivitetsbyten i experimentinhägnaderna var dock högre (ca 20–30 procent) och skillnaden var större när strömöverföringen (antal MW) var högre. Det fanns dock ingen skillnad i total tid med oroligt beteende (tiden då renarna sprang, gick eller stod) mellan experiment- och kontrollinhägnader. Slutsatsen av undersökningen blev att kraftledningars eventuella effekter på renar i inhägnader är mycket små. Detta var alltså en inhägnadsundersökning, och det är givetvis sannolikt att djuren skulle ha lämnat området om de inte befunnit sig i ett inhägnat område (renar rör sig över stora områden, och eftersom områdena i studien var så små skulle de lämnat dem oavsett var de befann sig). Precis som studien från Vikna är även denna relevant för beteshagar, samlingsområden och drivning.

Det har än så länge inte gjort några studier av effekterna av kraftledningar vintertid med GPS-märkta renar. I tidigare vinterstudier har man kommit fram till olika slutsatser när det gäller effekterna av kraftledningar. Reimers m.fl. (2007) fann till exempel inga effekter, medan vissa andra studier har visat på betydande och negativa effekter (Nellemann m.fl. 2001 och Vistnes m.fl. 2004).

Möjliga effekter om vintern och orsakerna till dem kan vara komplicerade och påverkas av flera faktorer, däribland en möjlig korona/UV-ljuseffekt (som nämnts ovan). I Sverige (och på vissa håll i Norge) är det dessutom ofta vanligt med skotertrafik längs kraftledningsgatorna i skogen, vilket också kan påverka renarnas beteende. Skoterspåret kan även göra det lättare för rovdjur och människor på skidor att ta sig fram. Samma indirekta effekt har

man inte under barmarkssäsongen eller ovanför trädgränsen, eftersom skotertrafiken ovan trädgränsen inte begränsas av skogen (även om man också här ibland ser parallella skoterspår på grund av tillsyn, som ofta görs vintertid då det är lättare att ta sig fram i terrängen). Det råder stor enighet om att när kraftledningar leder till en betydande ökning av närvaron av människor/rovdjur och i praktiken kan jämföras mer med en väg/ofte använd stig, blir effekterna helt andra än när så inte är fallet.

I synnerhet när det gäller tamren kan en kraftledningsgata också leda till en oönskad spridning av djuren. Skälet är att det ofta är lättare att röra sig längs med kraftledningsgator där det finns skoterspår.

3.5 Renskötarens erfarenheter av vindkraftparker

Rensköterna har otvivelaktigt stor kunskap både om skötseln och om renarnas reaktioner på tekniska ingrepp och störningar. Inom renskötseln finns också mycket kunskap om betes- och snöförhållanden som är viktig när man ska analysera sådana data. Det är viktigt att etablerade och forskningsetiskt försvarbara vetenskapliga metoder används i alla undersökningar som ska ingå i analyserna eller resultaten.

I flera undersökningar har sådan information haft stor betydelse när projekten genomförts (Skarin m.fl. 2013; 2015; 2016), även om dessa data inte har använts i de statistiska analyserna. I samband med dessa undersökningar har renskötare intervjuats om sina erfarenheter av vindkraftparker. Som ett exempel har vi inkluderat en sammanfattning av de effekter som renskötare kring Gabrielsberget uppgav att vindkraftparken medför. De menar att:

- Renarna är oroligare och rör sig mer sedan vindkraftparken byggdes. Det har i sin tur lett till merarbete, mer skoter- och bilkörning och längre arbetsdagar.
- Renarna flyttar sig inte som tidigare.
- Renarna använder de låglänta delarna norr om parken mer än förväntat även när snöförhållandena är bättre uppe på Gabrielsberget.
- Renarna passerar ibland vindkraftparken, men stannar inte upp för att beta trots att markerna har rikligt med tillgänglig marklav.
- Renarna väljer betesmarker utom syn- och hörhåll från vindkraftparken.
- Man har varit tvungen att stödutfodra renarna sedan vindkraftparken togs i drift. Tidigare har man endast behövt stödutfodra under dåliga betesvintrar.
- Renarna har vandrat ut ur området betydligt oftare än tidigare. Detta har inneburit att rensköterna fått merarbete med att hämta in renarna till betesområdet.
- Betydligt fler renar blir kvar på vinterbeteslandet efter samling och flytt till sommarlanden (36 st. 2012, 50 st. 2013 och 38 st. 2014) jämfört med 0–5 st. innan vindkraftparken byggdes.
- Nöjesskoteråkningen har ökat avsevärt i området under snörika vintrar, vilket också bidragit till att renarna rört sig mer.

- Vissa vintrar har renskötarna uttryckt oro för iskast från rotorbladen.
- Renarna har tillbringat betydligt mer tid i området söder om parken nära E4 och Botniabanan än innan vindkraftparken uppfördes.

Vid Stor-Rotlidens vindkraftpark har Skarin m.fl. (2016) intervjuat renskötare om vilka effekter upplevt efter det att vindkraftparken byggdes. Under byggfasen upplevde renskötarna inte att renskötselarbetet påverkades nämnvärt, eftersom renarna bara vistades en kortare tid i området. Under driftsfasen har de identifierat flera faktorer som påverkar:

- Renarna som betar i närheten av vindkraftparken är mer oroliga och rör sig längre bort från parken.
- Renar som kommer in i parken stannar inte kvar och betar trots att det finns god tillgång till bete. Det gör det svårare att bevaka renarna eftersom renarna kan byta område under natten så att man måste leta rätt på dem nästa dag.
- Renarna tvekar när de ska vandra förbi Stor-Rotliden längs Lögdeåns dalgång.
- Renar som släpps nordväst om parken viker av norrut eller åt nordöst och kommer in på Vapstens samebys betesmarker, i stället för att vandra ner i Lögdeåns dalgång.
- Extra flyttar av renar som kommit in i Vapstens sameby har blivit vanligare sedan vindkraftparken tagits i drift.
- Under vissa år uppehåller sig renarna inte lika länge i Lögdeåns dalgång som tidigare, vilket gör att de kommer för tidigt ner på det vinterbete som egentligen skulle nyttjas senare under säsongen.
- Renarna verkar tillbringa mer tid på platser där vindkraftparken är utom syn- och hörhåll.



Rensamling. Foto: Jonathan Colman.

4 Diskussion

I rapportens resultatdel har vi sammanställt relevanta studier av vindkraftparkers påverkan på renar under de senaste åren. Sammanställningen av resultaten visar flera viktiga huvudlinjer när det gäller hur renarna påverkas under byggfasen och i driftsfasen, liksom hur enskilda aspekter av en vindkraftpark (till exempel vägar och kraftledningar) kan påverka renarna. I sammanställningen av materialet ser vi att både det undersökta områdets storlek och tidsperioden för undersökningarna är av betydelse för resultaten. Resultaten bygger också på olika undersökningsmetoder och datakällor. Några exempel på detta är direkta observationer, spillningsinventeringar, GPS-data från märkta renar samt information från renskötarna. Alla dessa källor har sina för- och nackdelar, och man måste alltid ha dessa i åtanke när man ska tolka resultaten och sätta in dem i ett användbart perspektiv.

När vindkraftparker byggs, uppförs ny infrastruktur i form av vägar, kraftledningar, vindkraftverk och bebyggelse. Dessutom medför etableringen en byggfas med betydande aktivitet och störningar. Även under driftsfasen ger dessa anläggningar upphov till ökad mänsklig aktivitet på grund av underhåll och genom att tillgängligheten till området ökar.

Forskning på effekter av tekniska ingrepp och störningar har visat att renar är känsliga för dessa och att de har ett spektrum med olika reaktioner som omfattar både fysiologiska reaktioner, beteendeförändringar och undvikande samt att vissa ingrepp kan hindra djurens naturliga förflyttning (fungera som barriärer i landskapet). När vi utvärderar vindkraftparkers effekter på renar måste vi förutom specifika undersökningar av vindkraftverk även se på den övriga forskning där effekterna av tekniska ingrepp och störningar har dokumenterats.

Det råder inga tvivel om att byggandet av vindkraftparker och den infrastruktur de för med sig påverkar renarnas habitat användning, betesutnyttjande och vandringsmöjligheter. Men forskningen visar också att omfattningen av dessa effekter varierar med lokala förhållanden, bland annat övrig infrastruktur, betesförhållanden, årstid och topografi. När det gäller byggfasen är resultaten från de olika undersökningarna relativt entydiga. De visar att renarna undviker dessa områden och att vägarna till vindkraftparken kan fungera som barriärer för djurens naturliga förflyttningar. När det gäller driftsfasen finns det en större spridning av resultaten. I vissa studier ser man typiska undvikande effekter och en ändrad habitat användning i områdena runt vindkraftparkerna. I andra studier har däremot inga sådana effekter dokumenterats. Skillnaderna kan bero på flera faktorer. I vissa fall kanske ingreppet inte har några effekter eller endast mycket små sådana, eller så låter sig effekterna inte dokumenteras med hjälp av de data som samlats in.

Renar lever i mycket dynamiska omgivningar, och bland annat betesförhållanden, populationsstorlek/-förändringar, snömängd, rovdjur, befintliga tekniska ingrepp och driftsförhållanden kan tillsammans med andra

störningskällor påverka resultaten från dessa studier och leda till felaktiga slutsatser. Sammantaget kan vi beskriva dessa utmaningar som skalaproblem som hänger samman med forskningsmetod, undersökningarnas längd och studieområdenas geografiska storlek.

4.1 Metod- och designmässiga hänsyn

Vi ska här försöka belysa några av de metodologiska och designmässiga utmaningarna i denna typ av studier. Som exempel byggde undersökningarna i Kjøllefjord och Malå på spillningsinventeringar med olika design. I Kjøllefjord-undersökningarna genomfördes spillningsinventering på 20 transekter med olika längd som placerats ut slumpvis i terrängen och i två studieområden (kontrollområde och studieområde). Undersökningarna byggde på registrering av ackumulerade data (spillningen avlägsnades inte från provytorna efter registrering). Andra undersökningar har visat att nedbrytningen av spillningen varierar i olika habitat (Skarin 2008). I torrare vegetationstyper tar nedbrytningen längre tid (ibland mer än fem år), medan nedbrytningen i våta vegetationstyper är fullständig efter ett eller två år. Det gör det svårt att avgöra om renarna har varit ofta i ett område eller om resultaten beror på att nedbrytningen har gått långsamt. En konsekvens är att man kan underskatta användningen i fuktiga vegetationstyper och över-skatta användningen på torra marker i höglägen.

För att kontrollera för dessa effekter måste man rensa provytorna efter respektive inventeringstillfälle. I Malå har de rensats mellan varje registrering. Därför är första årets inventering inte direkt jämförbar med data som samlas under projektperioden. Även när sådana rutiner införs är det likväl en utmaning att få tillräckliga data och data som täcker tillräckligt långa tidsperioder. I framtida undersökningar där spillningsinventering används är det viktigt att ta hänsyn till de faktorer som nämnts ovan. Utmaningarna är att skaffa data om tillräckligt stora områden och tillräckligt långa tidsperioder.

I de flesta studier vi beskriver har man haft tillgång till data från tiden innan utbyggnaden började, vilket gör det möjligt att studera de direkta förändringarna av utbyggnaden. I sådana fall kan man genomföra så kallade Before-After-Control-Impact (BACI)-undersökningar (Helldin m.fl. 2012).

I undersökningarna från Gabrielsberget och Kjøllefjord har man bara tillgång till data från tiden efter det att vindkraftparken byggts och efter det att byggarbetena börjat. Det är i linje med vissa andra undersökningar där man bara har tillgång till data från tiden efter det att anläggningarna tagits i drift. Ett tillvägagångssätt har då varit att upprätta så kallade kontrollområden (en Control-Impact-studie). En nackdel med att inte ha tillgång till data från perioden innan byggarbetena började är att man inte direkt kan dokumentera hur habitat användningen i det aktuella området förändrats till följd av utbyggnaden.



Renspillning i vindkraftpark. Foto: Jonathan Colman.

I dessa har man två parallella studieområden – ett där utbyggnaden ska göras och ett (eller flera) som används som referens- och kontrollområden. Då går det att kontrollera för variationer mellan år och eventuella skillnader i beteende under tiden innan ingreppet gjordes. I sådana undersökningar av renar kan det vara problematiskt att finna/definiera användbara kontrollområden, eftersom renar rör sig över mycket stora och heterogena områden (Skarin & Åhman 2014). Det kan exempelvis vara svårt att jämföra två kalvningsområden på grund av variationer i landskapets förutsättningar (naturliga eller

skapade av människan). Ett alternativ till denna design är att använda så kallade före/efter-undersökningar (Before-After-studie) som omfattar så pass stora områden att effekter syns också på regional skala, samtidigt som man försöker att kontrollera för variationer mellan år som inte kan förklaras som effekter av ingreppet (till exempel snömängd och betesförhållanden).

I många fall saknas data från tiden innan vindkraftparkerna byggdes, men ofta anger bestämmelser knutna till parkernas miljöplaner² att renarnas användning av områdena ska övervakas efter det att anläggningen byggts. Det är ett problem när man ska försöka utvärdera effekterna av att vindkraftparken uppförts. I sådana situationer kan renskötarens kunskaper om användningen i området bli en viktig kunskapskälla. För att den kunskapen ska bli accepterad och betraktas som objektiv är det viktigt att den också dokumenteras och systematiseras på bästa möjliga sätt. Informationen från renskötare är också viktig när studien utformas (exempelvis vilka typer av data behöver man, vilka områden bör inkluderas, vilka kontrollområden är jämförbara) och när man bestämmer hypoteserna och vad som ska testas. Ett sätt att göra detta på kan vara att fortsätta arbetet med RenGIS (ett geografiskt informationssystem som är anpassat till rennäringen, se <https://www.sametinget.se/111689>).

4.2 Skala i tid och rum

Det finns flera skäl till att vi har valt att inkludera ett avsnitt om skala och peka på dessa förhållanden. För det första spänner många undersökningar av tekniska ingrepp över en kort tidsperiod i förhållande till de processer i naturen som påverkar vilda djurs habitat användning. Som en direkt följd av detta är vi ofta hänvisade till datamängder som har klara begränsningar när det gäller att påvisa effekter.

Undersökningar som ska belysa effekten av ingrepp och fragmentering måste därför göras på en skala som är relevant för de problemställningar som ska belysas och ta hänsyn till naturlig variation i både tid och rum. Det säger sig självt att undersökningar på regional skala (mycket stor geografisk skala) har svagheter genom att variationen i naturmiljön svårigen låter sig kontrolleras och det inte är realistiskt att kunna studera fenomen under en tillräckligt lång tidsperiod för att ”alla” faktorer ska kunna dokumenteras. Vi menar därför att det bästa tillvägagångssättet ofta är att betrakta problemställningen på den stora (regionala) skalan, men samtidigt se till att också fokusera på de mekanismer som ger upphov till ett fenomen genom undersökningar med experimentell design. Det behövs med andra ord dels undersökningar som omfattar den stora skalan och försöker belysa den ekologiska betydelsen, dels mekanismorienterade studier i experiment.

² Villkor och kontrollprogram (svenska förhållanden).

Skala omfattar flera olika dimensioner som har betydelse när man ska planera en studie eller förstå resultat av forskning som har studerat hur renar påverkas av störningar och tekniska ingrepp. Vi talar om skala både när det gäller rum (studieområdenas storlek) och tid (undersökningarnas varaktighet). Studier kan till exempel spänna över en kort tidsperiod och ha en varaktighet på månader eller år, men det är bara i sällsynta fall som man lyckas genomföra projekt i många år eller flera decennier. För att fånga en längre tidsrymd måste man ofta använda sig av alternativa informationskällor, till exempel andra observationsdata eller erfarenhetsbaserad och traditionell kunskap som finns bland jägare, myndigheter med ansvar för fjälltrakterna och renskötare (Jordhøy m.fl. 2012; Strand m.fl. 2011; 2013). I vissa fall har man också kunnat använda kulturhistoriska data som visar att vildrenens gamla vandringsvägar i Norge är starkt berörda av infrastruktur, till exempel vägar och större fritidshus (Panzacchi m.fl. 2013 b). I det sistnämnda fallet har man kunnat dokumentera en fragmenteringsprocess som har pågått i 100 år eller mer.

Vid sidan av tidsaspekten är det också mycket viktigt att ta hänsyn till att dessa problemställningar har en tematisk eller geografisk skala. För att belysa skalans betydelse kan vi dela in påverkan från infrastruktur och störningar i tre skalnivåer.

På den lägsta nivån finner vi enskilda inslag i landskapet, till exempel en tillfartsväg eller en kraftledning. Den skalan är relevant för att belysa mekanismerna bakom djurens reaktioner på infrastruktur. Ofta krävs det ingående kunskap om mekanismerna bakom responsen på störningar för att kunna utforma effektiva åtgärder. Ett relevant exempel är att kunna förutse effekten av att minska den mänskliga aktiviteten i ett område som redan har infrastruktur. I några få fall har man också genomfört experiment där störande element avlägsnats eller flyttats så att man kunnat dokumentera effekterna av förändringen (Nellemann m.fl. 2010). Dessa studier har en svaghet genom att de ofta får prägeln av isolerade exempel med begränsad överförbarhet till andra landskap eller situationer. Det är också svårt att säga något generellt om betydelsen för populationen eller landskapets hållbarhet utifrån dem.

På regional skala och landskapsskala kan vi tala om den samlade effekten av exempelvis en vindkraftpark. Då inkluderas effekterna av all aktivitet och infrastruktur som har tillkommit till följd av parken. Den skalan är relevant för att belysa det aktuella ingreppets effekter på landskapets hållbarhet och omfattar de kumulativa effekterna. Detta avser summan av all yttre påverkan och dess samverkan med naturliga faktorer som rovdjurs- och betesförhållanden eller klimat. Ett ingrepp får till exempel relativt större effekt på ett bestånds hållbarhet om ingreppet lägger beslag på resurser som redan är starkt begränsade.

Renars habitatanvändning är extensiv, och betydande områden kan ligga till synes oanvända under lång tid för att så småningom tas i bruk igen. Den dynamiken har kunnat dokumenteras under de senaste årens projekt med GPS-märkning. Ett bra exempel är vildrenars användning av kalvningsområdena på

Hardangervidda. Under de senaste 40 åren har ständigt nya kalvningsområden tagits i bruk, och renarna har under perioden använt en ansenlig del av de 8 200 km² inom Hardangervidda vildrensområde som är kalvningsområden. Våren 2015 var mycket besvärlig, med stora mängder snö under den första delen av sommaren. Renarna på Hardangervidda använde då skogsområdena ända ner mot Arabygdi för kalvning och vårbete. Dessa områden hade inte använts vid den tiden på året sedan forskare från NINA började registrera habitatanvändningen vid kalvning 1974. Exemplet från Hardangervidda visar hur viktiga sådana randområden kan vara när klimatet gör det svårt att hitta bete i de traditionella kalvningsområdena.

Snöförhållandenas inverkan på renarnas betesmöjligheter är en annan potentiellt sett mycket viktig faktor när man ska studera effekten av störningar. Där vinterbetet finns i skogsområden kan vissa av de höjdlägen som ses som lämpade för en vindkraftpark vara områden som är särskilt viktiga för betet under år med svåra snöförhållanden. Höglänta, blåsiga områden och glesbevuxna skogsområden, som Gabrielsbergets lavrika område, ses traditionellt som en räddningsplanka för renarna vissa vintrar. Under normala år, och när det finns bra bete längs älvdalarna och i de traditionella vinterbetena, används i regel de höglänta områdena mindre. Men dessa kan vara kritiskt viktiga under de svåra vintrarna, som är den främsta ”flaskhalsen” för renarna. Därför är det viktigt att information som visar habitatanvändning och betestillgång under en tillräckligt lång tidsrymd tas med i bedömningen av potentiella effekter. Också detta är ett exempel på att lokalkännedom eller kunskap från renskötare är mycket viktig som komplement till GPS-baserade undersökningar, vilka ofta har en alltför kort tidshorisont för att sådana omständigheter ska kunna dokumenteras.

Renarnas dynamiska habitatanvändning och olika praxis i renskötseln gör att det väldigt ofta finns viktiga faktorer som är svåra att kontrollera när man ska testa effekterna av ingrepp och störningar. Därför är det mycket viktigt att komplettera med renskötarnas kunskaper i sådana projekt, både i planeringen och i genomförandefaserna. Detta visar också varför det är viktigt med långa tidsserier med både före- och efterdata i samband med en utbyggnad (se till exempel Colman m.fl. 2017). Det gäller även vid detaljplaneringen³ av en utbyggnad, såsom anges ovan.

Hittills har de allra flesta undersökningar försökt att koppla störningar eller tekniska ingrepp till beteendemässiga eller fysiologiska reaktioner hos djuren. Detta brukar vi ofta kalla för effekter. Egentligen skulle det dock vara mer korrekt att benämna det respons eller reaktioner samt att skilja mellan kortvariga eller lokala förändringar och den betydelse som de samlade ingreppen och störningarna har för djurens hälsa och prestationsförmåga. Inom populationsdynamisk forskning har man länge intresserat sig för hur yttre faktorer, till exempel klimatet, tillsammans med begränsad

³ Den detaljerade utformningen.

tillgång på föda förändrar reproduktion och överlevnad. Litteraturen på forskningsfältet är mycket omfattande och vi har idag goda kunskaper om dessa processer och de dynamiska effekterna på populationsnivå. Däremot har man inte kunnat dokumentera effekterna av störningar och ingrepp på populationsnivå på samma sätt, men det är ett område där utvecklingen snabbt går framåt. Både tillgång till större datamängder, GPS-data och fjärrmätning har bidragit till detta.

Parallellt med detta har man samtidigt utvecklat mer av en helhets-syn på djurs hälsotillstånd genom ett tvärdisciplinärt perspektiv (där både veterinärmedicin och beståndsekologi ingår) som har resulterat i begreppet ”one health” eller helhetshälsa. Modellen innebär att man ser djurs allmän-tillstånd som en produkt av dels traditionella populationsdynamiska faktorer (till exempel täthet och betestillgång), dels den samlade stress de utsätts för från störningar och smittotrycket från sjukdomsbärande organismer. Utifrån helhetsperspektivet bestäms djurs allmänhälsa och prestationsför-måga av summan av påfrestningarna. De samlade effekterna av ingrepp och störningar måste därför ses som summan av förlorad betesmark (vilket inte betyder att marken aldrig mer används), försämrade förflyttningmöjligheter och påfrestningar till följd av ökad stress och eventuellt ökat smittotryck i populationens livsområde eller i det renbetesdistrikt/sameby som ska studeras.

4.3 Dialog och deltagande

En kunskapsbaserad förvaltning förutsätter att samhället har tillgång till uppdaterad och tillräcklig kunskap. I ett demokratiskt system krävs också att kunskapen är tillgänglig samt att den förstås och accepteras av användare och beslutsfattare. Erfarenheter av förvaltning av vildren i Norge visar att deltagande i forskningsprojekt och övervakningsprogram har varit viktigt för ägarskap och implementering av kunskap i den lokala förvaltningen av vildrensstammarna (Bråtå 2005). Delaktighet och ägarskap till av kunskapen tycks i synnerhet vara viktigt inom markförvaltningen, eftersom den berör långt fler användargrupper och samhällsintressen (Hagen m.fl. 2007; Strand m.fl. 2014). När det gäller renskötseln är det mycket viktigt med en god integrering mellan kunskapsproduktion och kunskapsanvändning. Det finns flera skäl till det. För det första har renskötseln och renskötarna mycket viktig kunskap om renarna och skötsel-förhållanden. I den mån det är möjligt bör man därför försöka bygga en kunskapsplattform som också inkluderar den traditionella kunskap som finns inom renskötseln. Den kunskapen är också avgörande för att forskningen ska bli relevant för användarna och för att projekt ska kunna designas och genomföras på ett bra sätt. Rätt använda blir dialoger och integrering av traditionell kunskap mycket viktiga för utformning och planering av forskningsprojekt. Därför finns det ett stort behov av

att stärka kunskapen genom relevanta tvärdisciplinära projekt som syftar till att integrera kunskap över de traditionella gränserna mellan forskning och erfarenhetsbaserad kunskap. Här är det också viktigt att ta hjälp av representanter för de respektive vetenskapsgrenarna.

Utbyggnad i samiska områden och i vildrenarnas livsmiljö är ofta mycket konfliktfylld, och samhällets utbyggnadsintressen står många gånger i strid med rennäringens intressen och kulturella och bevarandemässiga hänsyn. I sådana situationer kan forskning, utöver att ge ett bättre beslutsunderlag, också vara konfliktdämpande eller förebyggande (Strand m.fl. 2014). Erfarenheter från arbetet med renar visar att det är mycket viktigt att försöka etablera dialog och samarbete i ett tidigt skede, och att så tidigt som möjligt ta fram en plan för kunskapsproduktionen och deltagandet i de projekt som ska startas (Hagen m.fl. 2007; Thomassen m.fl. 2007; 2009). Det arbete som har gjorts och som fortfarande pågår i Sverige, med en specialproducerad GIS-lösning (RenGIS) som bland annat innehåller kartläggning av all annan habitat användning samt verktyg för att visualisera de GPS-märkta renarnas rörelser och habitat användning, är ett bra exempel på gemensam insamling och förmedling av kunskap i samarbete mellan lokala aktörer, forskare och myndigheter (Sandström m.fl. 2003; 2012; Sandström 2015).

4.4 Potential för åtgärder för att minska påverkan

Ett exempel på åtgärder för att minska påverkan kan vara att stänga vägarna in i vindkraftparken för allmänheten. Erfarenheter visar dock att ett en sådan avstängning är svår att upprätthålla över tid. När en väg väl har byggts vill människor använda den, till exempel vägen in till Snøheim på Dovre (Strand m.fl. 2014, Gundersen m.fl. 2016). Sådana åtgärder kan också vara konfliktfyllda eftersom de påverkar andra intressen. Vid Gabrielsberget har en avstängning av vägarna inte setts som en möjlig lösning, även om den framstår som en lämplig förbättring från renskötselperspektiv.

Det finns stor lokal kunskap bland renskötarna om förlust av betesområden, fragmentering och barriäreffekter (undvikande). Man bör sträva efter att få fram den kunskapen i en dialog mellan renskötseln och vindkraftföretaget/kommunen så tidigt som möjligt i planeringen⁴ av vindkraftparken för att minska effekterna vid drift.

Med andra ord bör man försöka få med renskötseln kunskaper och praxis i de enskilda områdena i projekteringen av en vindkraftpark, även i samband med detaljplaneringen⁵ av vägsystem och placering av vindkraftverk efter en eventuell koncessionstilldelning⁶. Idag finns exempel där sådan

⁴ Vindkraftprojektörer bör ta tidiga kontakter med samebyarna i syfte att få en bra dialog om lämpliga placeringar för vindkraftverken (svenska förhållanden).

⁵ Den detaljerade utformningen (svenska förhållanden).

⁶ Tillstånd (svenska förhållanden).

kunskap har systematiserats. I Sverige använder samebyarna till exempel aktivt RenGIS för att förmedla sin kunskap om renarnas betesbehov och förflyttningsmönster (Sandström m.fl. 2003; 2012; Sandström 2015). Det är dock viktigt att samarbete och en god dialog mellan vindkraftföretaget och renskötseln inte förstås som att renskötseln accepterar eller godtar utbyggnaden. Att renskötseln deltar i planeringsfasen⁷ måste ses som en åtgärd för att begränsa de negativa effekterna om koncession (*tillstånd, se fotnot*) ges för en utbyggnad som renskötseln motsätter sig.

Vägar kan till exempel anläggas i terrängen så att det inte blir höga plogvallar där renarna vill korsa dem. En annan möjlighet är att jämna ut plogvallarna just där renarna korsar. Skoter kan vara ett alternativ till plogning av vägar vid nödvändigt underhållsarbete vintertid. Det finns många andra förslag på åtgärder som kan minska påverkan, och vi har inte kunnat göra en fullständig genomgång av dem här. Kompensationsåtgärder är också högst relevanta i samband med utbyggnad av vind- och vattenkraft. De innebär att man kompenserar för negativa effekter genom att reparera eller förbättra betes- och vandringsmöjligheter i andra delar av området där det är lättare eller mer resursmässigt lönsamt att vidta åtgärder.

⁷ Projekteringsfasen (svenska förhållanden).

5 Sammanfattning och rekommendationer

5.1 Sammanfattning av effekter

En vindkraftpark riskerar alltid att få negativa effekter för miljön och samhället. Dessa påverkansfaktorer sammanfattas nedan. Påverkansfaktorerna bör ses i ett sammanhang, och vindkraftverk bör betraktas som en enhet där summan av påverkansfaktorerna ger en samlad effekt. Dessutom bör annan belastning i området och de kumulativa effekter som påverkar renbetesområdena tas med i värderingen av effekterna från vindkraftverk.

Vägar: Vägar medför ökad mänsklig trafik och ökad tillgänglighet.

Renar undviker vägar och de leder till att renarnas naturliga rörelsemönster hindras. Undantag från detta kan vara vägar som byggs i områden som redan har mycket infrastruktur eller vägar som har mycket lite trafik. Stängning av vägar kan vara en effektiv åtgärd, men erfarenheten visar att det är svårt att upprätthålla sådana åtgärder över tid.

Kraftledningar: Effekterna av kraftledningar är fortsatt oklara. Nyare studier där GPS-data och före- och efterdata använts visar att utbyggnadsaktiviteter kan leda till undvikande under själva byggfasen, men inga negativa effekter i driftsfasen har kunnat påvisas om sommaren. Renar har en förmåga att se UV-ljus under vintern. Detta kan vara en förklaring till att man funnit negativa effekter av kraftledningar vintertid. Dessa hypoteser som förklarar de till synes varierande effekterna av kraftledningar bör följas upp med detaljerade undersökningar, särskilt med avseende på effekter på vintern.

Vindkraftverk och rotor: Vid två av de undersökta vindkraftsparkerna i Sverige, och delvis i en ny studie från Norge, har man funnit att renar har reducerat sin användning av områden som ligger inom 3–5 km från sådana anläggningar. Samtidigt har det genomförts en studie i Sverige och tre undersökningar i Norge som inte har dokumenterat någon reducerad användning i närheten av vindkraftsanläggningar. Vi diskuterat orsakerna till detta och ger förklaringar till de olika resultaten. De kan bero på både topografi, säsong, betesförhållanden, naturlig variation mellan år (särskilt vid korta tidsserier), närhet till annan infrastruktur, skillnader i beteende mellan hjordar/populationer och mellan design/genomförande av de olika undersökningarna. För att öka kunskapen om hur vindkraftparker påverkar renar behövs det långsiktiga studier där man undersöker de samlade effekterna av vindkraftparker och betydelsen av den samlade belastningen inom renbetesområdet. Sådana framtida effektstudier bör även integrera (vetenskapligt dokumenterad) lokal och traditionell kunskap.

5.2 Kunskapsbehov

Effekterna av tekniska ingrepp och störningar i allmänhet, samt effekter av vindkraftparker i synnerhet har studerats av olika forskargrupper. Dessa insatser har gjort att vi idag har bättre kunskap om anläggningars effekter på renar och renskötsel. I vissa fall har olika undersökningar lett till olika resultat. Vi har efter bästa förmåga försökt förklara resultaten från de olika undersökningarna. Avslutningsvis har vi i det här kapitlet försökt sammanfatta de viktigaste teman där kunskapsläget fortfarande är osäkert och där vi rekommenderar att forskningsresurser sätts in i framtiden.

5.2.1 Påverkansmekanismer och åtgärder för att minska påverkan

För att kunna identifiera och genomföra fungerande åtgärder för att minska påverkan måste vi ha tillräcklig kunskap om påverkansmekanismer. Ett exempel är betydelsen av mänsklig aktivitet. Vägar som sådana har kanske inte så stor effekt, men underhåll, plogning och trafik längs vägen kan göra dem till fullständiga barriärer för renarna. Erfarenheter från bland annat Norge visar att det kan vara mycket krävande att minska eller begränsa trafiken längs vägar och att restriktioner är impopulära bland allmänheten och därför måste följas upp noga av myndigheterna för att fungera.

En åtgärd för att minska påverkan kan vara att stänga vägarna in i vindkraftparken för allmänheten. Erfarenheter visar dock att det är svårt att se till att en sådan bestämmelse efterlevs över tid. När en väg väl har byggts vill människor använda den, så som vi bland annat har sett när det gäller vägen in till Snøheim på Dovre. Ett alternativ kan vara att förse tillfartsvägar med vägbom, vilket minskar bilismen till förmån för vandring och cykling. Vägar kan också läggas i terrängen så att det inte blir höga plogvallar där renarna vill korsa dem. En annan möjlighet är att jämna ut plogvallarna just där renarna korsar. Skoter kan vara ett alternativ till vägplogning vid nödvändigt underhållsarbete vintertid. Man bör också på bästa möjliga sätt försöka undvika att vägsystemet leder till direkt förlust av betesmark. Erfarenheter från södra Norge visar att vildrenar kan söka upp områden med vissa störningar under flaskhalsår om betena fortsatt är intakta. Restaurering/återvegetering är därför viktigt för att minimera de negativa effekterna.

Det finns stor lokal kunskap bland rensköterna om förlust av betesområden, fragmentering och barriäreffekter/undvikande. Den kunskapen måste komma fram i en dialog mellan renskötseln och vindkraftföretaget/kommunen⁸ så tidigt som möjligt i planeringen⁹ av vindkraftparken för att minska effekterna vid drift och dämpa konflikter. Med andra ord måste renskötseln

⁸ Vindkraftprojektörer bör ta tidiga kontakter med samebyarna i syfte att få en bra dialog om lämpliga placeringar för vindkraftverken (svenska förhållanden).

⁹ Projekteringen (svenska förhållanden).

kunskaper och renskötselns praxis i de enskilda områdena beaktas när en vindkraftpark planeras¹⁰. Det gäller också i samband med detaljplaneringen¹¹ (efter det att koncession¹² getts).

5.2.2 Kraftledningar och korona

Trots att de potentiella effekterna av kraftledningar har studerats i en rad undersökningar, finns det fortfarande ett stort behov av ökad kunskap på området. Resultaten från tidigare studier varierar en hel del. Vissa forskare menar sig ha dokumenterat betydande effekter, medan andra inte kunnat se några sådana. Skillnaderna kan bero på flera faktorer. Kraftledningar dras ofta i områden som även har annan infrastruktur, till exempel vägar, som i vissa fall är förenad med aktivitet som ger upphov till störningar. I någon mån har man försökt att genomföra studier där habitatanvändningen före, under och efter uppförande av nya kraftledningar har undersökts.

Nyare forskning har kopplat renarnas förmåga att se i det ultravioletta spektrumet till så kallade koronoeffekter, som i vissa fall kan uppstå kring ledningar med en spänning på 320 kV eller mer. Förekomsten av korona runt ledningarna beror troligen av en rad faktorer, där både väder och klimat, ledningarnas ålder med mera spelar in. En möjlig påverkan från koronoeffekter är därför en spännande frågeställning som bör studeras vidare.

Idag har vi tillgång till teknik som möjliggör sådana studier genom digitalkameror som kan fotografera även i UV-området, GPS-sändare och biosensorer. Tillsammans med renskötarens kunskaper om hur renarna rör sig och om renskötseln bör detta kunna resultera i intressant och nyskapande forskning på området.

5.2.3 Erfarenhetsbaserad kunskap hos renskötare

Renskötseln och renskötarens besitter stora kunskaper som bör integreras i framtida förvaltning och forskning. Det gäller på flera nivåer. För det första skulle detaljerad kunskap om renskötsel och betesvillkor vara av avgörande betydelse i tolkningen av data från projekt som undersöker effekter av ingrepp och störningar, eftersom förändringar i renskötselns förutsättningar och särskilda betesförhållanden kan ha stor betydelse för resultaten. För det andra har renskötarena mycket detaljerad och specifik kunskap om renar och deras beteende som det kan vara svårt att få exempelvis genom att exempelvis samla in GPS-data. Vi anser att det bör vara en målsättning i framtida forskning att använda denna kunskap så gott det går för att på så sätt få ett så heltäckande kunskapsunderlag som möjligt.

¹⁰ Projekteras.

¹¹ Den detaljerade utformningen.

¹² Tillstånd.

5.2.4 Skala – både rumslig och tidsmässig

Vi vet idag att skala kan ha stor betydelse för resultaten i denna typ av studier. Därför anser vi att det är mycket viktigt att hänsyn tas till skala när framtida studier planeras och genomförs. Skala avser här både undersökningarnas längd och deras geografiska omfattning. Framtida studier bör i största möjliga mån försöka ta hänsyn till den samlade belastningen av all habitatanvändning i ett område. Kunskap som finns lokalt eller inom renskötseln har en viktig roll när sådana studier ska planeras och för att säkra att de har en skala som är relevant för de frågeställningar som ska besvaras och de beslut som ska fattas. I det sammanhanget är det viktigt att påpeka att regional skala i rummet också kräver lång utsträckning i tid, bland annat för att inkludera naturliga variationer mellan olika år. Man bör då eftersträva undersökningar som gör det möjligt att dokumentera habitatanvändningen i områdena innan vindkraftparkerna byggs, så att det finns ett tillräckligt bra dataunderlag för att belysa situationen före, under och efter uppförandet.



Vildrenar på vårfjället. Foto: Olav Strand.

6 Referenser

- Anttonen, M., Kumpula, J. & Colpaert, A. 2011. 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.
- Bartzke, G.S., May, R., Bevanger, K., Stokke, S. & Røskaft, E. 2014. The effects of power lines on ungulates and implications for power line routing and rights-of-way management. *International Journal of Biodiversity Conservation* 6: 647–662.
- Baskin, L.M. & Hjalten, J. 2001. Fright and flight behavior of reindeer. *Alces*, 37: 435–445.
- Bergerud, A.T. 1971. The population dynamics of Newfoundland caribou. *Wildlife Monographs* 25: 1–55.
- Bergerud A. 1988. Caribou, wolves and man. *Trends. Ecol. Evol.* 3: 68–72. doi: 10.1016/0169-5347(88)90019-5
- Bergerud, A.T., Jakimchuk, R.D. & Carruthers, D.R. 1984. The buffalo of the North: Caribou (*Rangifer tarandus*) and human developments. *Arctic* 37: 7–22.
- Bjørklund, I. 2013. Domestication, Reindeer Husbandry and the Development of Sami Pastoralism. *Acta Borealia* 30: 174–189. doi: 10.1080/08003831.2013.847676
- Bonenfant, M., & Kramer, D.L. 1996. The influence of distance to burrow on flight initiation distance in the woodchuck, *Marmota monax*. *Behavioral Ecology* 7: 299–303.
- Boulanger, J., Poole, K.G., Gunn, A. & Wierzchowski, J. 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.
- Bråttå, H.O. 2005. Kriterier for en bærekraftig villreinforvaltning – et samfunnsvitenskapelig perspektiv på forvaltning av bestander og arealer. ØF Rapport 13. Østlandsforskning, Lillehammer. 157 s.
- Calef, G.W., DeBock, E.A. & Lortie, G.M. 1976. The Reaction of Barren-Ground Caribou to Aircraft. *Arctic*: vol. 20: 201–212.
- Clutton-Brock, J. 2012. Animals as domesticates a world view through history. The animal turn. Michigan State University Press, East Lansing.
- Colman, J.E., Eftestøl, S., Lilleeng, M. & Rønning, M. 2008. Zoologiske studier. Vind Rein Årsrapport. Oslo: Biologisk Institutt, Universitetet i Oslo.

Colman, J.E., Eftestøl, S., Tsegaye, D., Flydal, K. & Mysterud, A. 2012. Is a wind-power plant acting as a barrier for reindeer *Rangifer tarandus tarandus* movements? *Wildlife Biology* 18: 439–445. doi: 10.2981/11-116

Colman, J.E., Eftestøl, S., Tsegaye, D., Flydal, K. & Mysterud, A. 2013. Summer distribution of semi-domesticated reindeer relative to a new wind-power plant. *European Journal of Wildlife Research* 59: 359–370. doi: 10.1007/s10344-012-0682-7

Colman, J. E., Eftestøl, S., Tsegaye, D. & Flydal, K. 2014. Effects of wind park and power line development on free-ranging reindeer in Norway. Department of Biosciences, University of Oslo, and Department of Ecology and Natural Resource Management, Norwegian University and Life Sciences, Oslo/Ås. doi: <http://www.mn.uio.no/ibv/english/research/projects/vindrein-project/index.html>

Colman, J. E., Tsegaye, D., Flydal, K., Rivrud, I.M., Reimers, E. & Eftestøl, S. 2015. High-voltage power lines near wild reindeer calving areas. *European Journal of Wildlife Research* 61: 881–893. doi:10.1007/s10344-015-0965-x

Colman, J.E., Bergmo, T., Tsegaye, D., Flydal, K., Eftestøl, S., Lilleeng, M.S & Moe, S.R. 2017. Wildlife response to infrastructure: the problem with confounding factors. *Polar Biology* 40: 477– 482. doi:10.1007/s00300-016-1960-8

Cronin, M.A., Ballard, W.B., Bryan, J.D. 1998. Northern Alaska oil fields and caribou: A commentary. *Biol. Conserv.* 83: 195–208.

Dahle, B., Reimers, E., & Colemann, J. E. 2008. Reindeer (*Rangifer tarandus*) avoidance of a highway as revealed by lichen measurements. *Eur. J. Wildl. Res.* 54: 27–35.

Dill, L.M. & Houtman, R. 1989. The influence of distance to refuge on flight initiation distance in the grey squirrel (*Sciurus carolinensis*). *Canadian Journal of Zoology* 67: 233–235.

Eftestøl, S., Tsegaye, D., Herfindal, I., Flydal, K. & Colman, J.E. 2014. Measuring effects of linear obstacles on wildlife movements: accounting for the relationship between step length and crossing probability. *European Journal of Wildlife Research* 60: 271–278. doi:10.1007/s10344-013- 0779-7

Eftestøl, S., Tsegaye, D., Flydal, K. & Colman J.E. 2016. From high voltage (300 kV) to higher voltage (420 kV) power lines: reindeer avoid construction activities. *Polar Biology* 39 (4): 689– 699. doi:10.1007/s00300-015-1825-6

Enetjärn Natur AB. 2016. Kontrollprogram Gabrielsberget: Vindkraft på Gabrielsberget – Uppföljning av konsekvenserna för rennäringen, resultat från sex års uppföljning. <https://svevind.se/Project/Gabrielsberget>

Falldorf, T. 2013. Habitat use of wild Reindeer (*Rangifer t. tarandus*) in Hardangervidda, Norway. – NINA Report 982. 254 pps.

Falldorf, T., Strand O., Panzacchi, M., Tømmervik, H. 2013. Can lichen biomass and *Rangifer* winter pasture quality be mapped from space? *Remote Sensing of Environment*. Vol. 150: 573– 579.

Flydal, K., Eftestøl, S., Reimers, E. & Colman, J. 2004. Effects of wind turbines on area use and behaviour of semi-domestic reindeer in enclosures. *Rangifer* 24: 55–66. doi: <http://dx.doi.org/10.7557/2.24.2.301>.

Flydal, K., Korslund, L. & Reimers, E. 2009. Effects of power lines on area use and behaviour of semi-domestic reindeer in enclosures. *Int. J. Ecol.* doi: 10.1155/2009/340953

Frid, A. & Dill, L. 2002. Human-caused disturbance stimuli as a form of predation risk. *Conservation Ecology*, 6, 11 [online] URL: <http://www.consecol.org/vol6/iss1/art11>.

Gill, J.A. & Sutherland, W.J. 2000. Predicting the consequences of human disturbance from behaviour decisions. – pss. 51–64 in: Gosling, M.L. & Sutherland, W.J. (reds.). *Behaviour and Conservation*. Cambridge University Press, Cambridge.

Gill, J.A., Sutherland, W.J. & Watkinson, A.R. 1996. A method to quantify the effects of human disturbance on animal populations. *J. App. Ecol.* Vol. 33: 786–792.

Gill, J.A., Norris, K. & Sutherland, W.J. 2001. Why behavioural responses may not reflect the population consequences of human disturbance. *Biol. Cons.* Vol. 97: 265–268.

Gundersen, V., Strand, O., Flemsæter, F, Nerhoel, I., Thanem, A. & Wold, L. C. 2016. Kunnskapsgrunnlag om ulike scenarier for Snøheimvegen. Effekter på villrein, ferdsel og lokalsamfunn etter åtte års forskning – NINA Rapport 1313. 54 s.

Gunn, A., & Miller, F. L. 1978. Caribou and muskoxen response to helicopter harassment, Prince of Wales Island, 1976–1977. ESCOM no AI-30. Canadian Wildlife Service, Fisheries and Environment Canada.

Hagen, D., Bevanger, K., Hanssen, F. & Thomassen, J. 2007. Dialogprosjektet ”felles politikk for fjellområdene”. Kunnskapsplattform om naturinngrep, arealbruk og forstyrrelser innenfor reindriftens bruksområder i Selbu, Tydal, Røros og Holtålen kommuner. – NINA Rapport 225. 78 s. <http://www.nina.no/archive/nina/PppBasePdf/rapport/2007/225.pdf>

Hanson, W. C. 1981. Caribou (*Rangifer tarandus*) encounters with pipelines in Northern Alaska. *Can. Field. Nat.* 95: 57–62.

Hebbelwhite, M., Merrill, E. H., & McDonald, T. E. 2005. Spatial decomposition of predation risk using resource selection functions: an example in a wolf-elk predator-prey system. *Oikos*, 111: 101–111.

- Helldin, J.-O., Jung, J. & Neumann, W. 2012. Vindkraftens effekter på landlevande däggdjur. Naturvårdsverket, Stockholm. Rapportnummer 6499. 11 s.
- Helle, T., Hallikainen, V., Sarkela, M., Ha apalehto, M., Niva, A. & Puoskari, J. 2012. Effects of a holiday resort on the distribution of semi-domesticated reindeer. *Annales Zoologici Fennici*, 49: 23–35.
- Hemmer, H. 1990. Domestication the decline of environmental appreciation, 2nd edn. 2. uppl. Cambridge University Press, Cambridge.
- Johnson, D.R. 1985. Man-caused deaths of mountain caribou *Rangifer tarandus*, in southeastern British Columbia. *Can. Field. Nat.* 99: 542–544.
- Johnson, D.R. & Todd, M.C. 1977. Summer use of a highway crossing by mountain caribou. *Can. Field. Nat.* 91: 312–314.
- Jordhøy, P., Sørensen, R., Strand, O., Andersen, R. & Panzacchi, M. 2012. *Villreinen i Snøhetta- og Knutshømrådet. Status og leveområde*. NINA – Rapport 800. 102 s. + vedleggbilaga.
- Kitti, H., Gunslay, N. & Forbes, B. 2006. Defining the quality of reindeer pastures: the perspective of Sámi reindeer herders. SsP. 141–165 in Forbes, B.C., Bölder, M. & Müller-Wille, L. (reds). *Reindeer Management in Northernmost Europe*. Ecological Studies. Springer, Berlin Heidelberg New York.
- Klein, D.R. 1971. Reaction of Reindeer to Obstructions and Disturbances. *Science* 173: 393– 398. doi: 10.1126/Science.173.3995.393.
- Klein, D.R. 1980. Reaction of caribou and reindeer to obstructions – a reassessment. Ss P. 519–527 in: Reimers, E., Gaare, E. & Skjenneberg, S. (reds.). Proceedings of the 2nd International Reindeer/Caribou Symposium, Røros, Norway. Direktoratet for vilt og ferskvannsfisk. 799 pps.
- Koskela, K. & Nieminen, M. 1983. Death among reindeer caused by traffic in Finland during 1976–1980. *Acta. Zool. Fenn.*: 163–175.
- Kumpula, J., Colpaert, A. & Anttonen, M. 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.
- Leblond, M., Frair, J., Fortin, D., Dussault, C., Ouellet, J.P. & Courtois, R. 2011. Assessing the influence of resource covariates at multiple spatial scales: an application to forest-dwelling caribou faced with intensive human activity. *Landscape Ecology*, 26: 1433–1446.
- Leblond, M., Dussault, C. & Ouellet, J.P. 2013. Avoidance of roads by large herbivores and its relation to disturbance intensity. *Journal of Zoology*, 289: 32–40.

Lundqvist, H. 2007. Ecological Cost-Benefit Modelling of Herbivore Habitat Quality Degradation due to Range Fragmentation. *Trans GIS* 11: 745–763. doi: 10.1111/j.1467-9671.2007.01070.x

Mac Arthur, R.A., Geist, V. & Johnston, R.H. 1982. Cardiac and behavioural responses of mountain sheep to human disturbance. *J. Wildl. Manage.* 46: 351–358.

Martell, A.M. & Russel, D.E. 1983. Caribou and human activity. *The 1st North American Caribou Workshop*.

McCourt, K. H., Feist, J. D., Doll, D., & Russell, J. J. 1974. Disturbance studies of caribou and other mammals in the Yukon and Alaska, 1972. Renewable Resources Consulting Services Ltd. Biological Report Series 5.

Miller, F. L., & Gunn, A. 1980a. Behavioural responses of muskox herds to simulation of cargo slinging by helicopter, Northwest Territories. *Canadian Field-Naturalist* 94:52–60.

Miller, F. L., & Gunn, A. 1980b. Responses of Peary caribou cow-pairs to helicopter harassment in the Canadian high Arctic. PSs. 497–507 in: Reimers, E., Gaare, E., & Skjennberg, S. (reds). Proceedings from the second international reindeer/caribou symposium, Røros, Norway, 1979. Direktoratet for vilt og ferskvannsfisk, Trondheim.

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

Nellemann, C., Vistnes, I., Jordhoy, P., Stoen, O.G., Kaltenborn, B.P., Hanssen, F. & Helgesen, R. 2010. Effects of Recreational Cabins, Trails and Their Removal for Restoration of Reindeer Winter Ranges. *Restoration Ecology*, 18: 873–881.

Nieminen, M. 2013. Response distances of wild forest reindeer (*Rangifer tarandus fennicus*) and semi-domestic reindeer (*R. t. tarandus*) to direct provocation by a human on foot/snowshoes. *Rangifer*, 33: 1–15.

Panzacchi, M., Van Moorter, B., Andersen, R. & Strand, O. 2013a. A road in the middle of one of the last wild reindeer migrations routes in Norway: crossing behaviour and threats to conservation. *Rangifer Spes.*, Issue No 21: 15–26.

Panzacchi, M., Van Moorter, B., Jordhøy, P. & Strand, O. 2013b. Learning from the past to predict the future: using archaeological findings and GPS data to quantify reindeer sensitivity to anthropogenic disturbance in Norway. *Landscape Ecology* 28: 847–859.

Panzacchi, M., Van Moorter, B., Strand, O., Loe, L.E. & Reimers, E. 2014. Searching for the fundamental niche using individual-based habitat selection modelling across populations. *Ecography* 38: 659–669.

- Panzacchi, M., Van Moorter, B., Strand, O., Saerens, M., Ki, I.K., St Clair C.C., Herfindal, I. & Boitani, L. 2015. Predicting the continuum between corridors and barriers to animal movements using Step Selection Functions and Randomized Shortest Paths. *Journal of Animal Ecology*, 85: 32–42.
- Paulus, R. W. 1980. Heart rate as an index of energy-expenditure in red squirrels (*Tamiasciurus hudsonicus*). *Comp. Biochem. Physiol. A Physiol* 67: 409.
- Polfus, J.L., Hebblewhite, M. & Heinemeyer, K. 2011. Identifying indirect habitat loss and avoidance of human infrastructure by northern mountain woodland caribou. *Biological Conservation*, 144: 2637–2646. doi: 10.1016/j.biocon.2011.07.023.
- Pollard R.H., Ballard W.B., Noel L.E. & Cronin M.A. 1996. Summer distribution of Caribou, *Rangifer tarandus granti*, in the area of the Prudhoe Bay oil field, Alaska, 1990–1994. *Canadian Field-Naturalist* 110: 659–674.
- Price, E.O. 1999. Behavioral development in animals undergoing domestication. *Appl. Anim. Behav. Sci.* 65: 245–271.
- Reimers, E., & Svela, S. 2001. Vigilance behavior in wild and semi-domestic reindeer in Norway. *Alces*, 37(2): 303–313.
- Reimers, E. & Colman, J.E. 2006. Reindeer and caribou (*Rangifer tarandus*) response to human activity. *Rangifer* 26: 55–71.
- Reimers, E., Miller, F.L. & Eftestøl, S. 2006. Flight by feral reindeer *Rangifer tarandus tarandus* in response to a directly approaching human on foot or on skis. *Wildl. Biol.* 12: 403–413.
- Reimers, E., Dahle, B., Eftestøl, S., Colman, J.E. & Gaare, E. 2007. Effects of a power line on migration and range use of wild reindeer. *Biological Conservation* 134: 484–494.
- Reimers, E., & Eftestøl, S. 2012. Response behaviours of Svalbard reindeer towards humans and humans disguised as polar bears on Edgeøya. *Arctic, Antarctic and Alpine Research* 44: 483–489.
- Sandström, P., Granqvist Pahlén, T., Edenius, L., Tømmervik, H., Hagner, O., Hemberg, L., Olsson, H., Baer, K., Stenlund, T., Brandt, L.-G. & Egberth, M. 2003. Conflict resolution by participatory management: remote sensing and GIS as tools for communicating land use needs for reindeer herding in northern Sweden. *Ambio* 32(8): 557–567.
- Sandstrom, P., Sandstrom, C., Svensson, J., Jougda, L. & Baer, K. 2012. Participatory GIS to mitigate conflicts between reindeer husbandry and forestry in Vilhelmina Model Forest, Sweden. *Forestry Chronicle*, 88: 254–260.

Sandström, P. 2015. A toolbox for co-production of knowledge and improved land use dialogues : the perspective of reindeer husbandry. Department of Forest Resource Management, Swedish University of Agricultural Sciences, Umeå. Diss. ISBN 978-91-576-8238-3.

Sapolsky, R. M. 1982. The endocrine stress-response and social-status in the wild baboon. *Horm. Behv.* 16: 279.

Shideler, R.T. 1986. Impacts of human developments and land use on caribou: A literature review. Vol. II: Impacts of oil and or gas developments on the central Arctic herd. – Technical Report No. 86–3, Habitat Division, Alaska Dept. of Fish and Game, Fairbanks. 128 pps.

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

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

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

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

Skarin, A., Nellemann, C. & Sandström, P. 2013. Renar och vindkraft. Studie från anläggningen av två vindkraftparker i Malå sameby. Naturvårdsverket. Rapportnr 6564.

Skarin, A. & Åhman, B. 2014. Do human activity and infrastructure disturb domesticated reindeer? The need for the reindeer's perspective. *Polar Biol.*: 1–14. doi: 10.1007/s00300-014-1499-5

Skarin, A., Nellemann, C. & Rönnegård, L. 2015. Wind farm construction impacts reindeer migration and movement corridors. *Landsc. Ecol.*: 1–14. doi: 10.1007/s10980-015-0210-8

Skarin, A., Sandström, P. & Alam, M. 2016. Renar och vindkraft II – Vindkraft i drift och effekter på renar och renskötsel. Department of Animal Nutrition and Management, Swedish University of Agricultural Sciences, Uppsala, Report 294. ISBN 978-91-576-9420-1 http://pub.epsi-lon.slu.se/13562/7/skarin_a_et_al_160818.pdf

Skarin, A., & Alam, M. (2017) Reindeer habitat use in relation to two small wind farms, during pre-construction, construction and operation. *Ecology and Evolution*, doi:10.1002/ece3.2941.

Strand, O., Panzacchi, M., Jordhøy, P., Andersen, R., & Bay, L.A. 2011. Villreinens bruk av Setesdalsheiene. Sluttrapport fra GPS-merkeprosjektet 2006–2010. NINA Rapport 694. 145 s.

- Strand, O., Nilsen, E.B., Solberg, E.J. & Linnell, J.C.D. 2012. Can management regulate the population size of wild reindeer (*Rangifer tarandus*) through harvest? *Canadian Journal of Zoology* 90: 163–171.
- Strand, O., Flemsæter, F., Gundersen, V. & Rønningen, K. 2013. Horisont Snøhetta. – NINA Temahefte 51. 99 s.
- Strand, O., Gundersen, V., Jordhøy, P., Andersen, R., Nerhol, I., Panzacchi, M. 2014. Villreins arealbruk og ferdsel i Knutshøy; Resultater fra GPS-undersøkelsene. NINA Rapport no 1019.
- Strand, O., Gundersen, V., Jordhøy, P., Andersen, R., Nerhol, I., Panzacchi, M., Van Moorter, B. 2015a. Villrein og ferdsel i Rondane; Sluttrapport fra GPS-merkeprosjektet 2009–2014. NINA Rapport 1013. 170 s. + vedlegg bilaga.
- Strand, O., Jordhøy, P., Panzacchi, M. & Van Moorter, B. 2015b. Veger og villrein. Oppsummering – overvåking av Rv7 over Hardangervidda. – NINA Rapport 1121. 47 s. + bilaga.
- Thomassen, J. 2012. Vesentlige vannforvaltningsspørsmål – Dialogseminar om Borgundfjorden og Ellingsøyfjorden, Nordre Sunnmøre vannområde. – NINA Rapport 823. 74 s. <http://www.nina.no/archive/nina/PppBasePdf/rapport/2012/823.pdf>
- Thomassen, J. 2014. Før- og etterundersøkelser av naturmangfold ved samferdselsutbygging. Rapport fra et scopingseminar om metodeutvikling. – NINA Rapport 1094. 40 s. <http://www.nina.no/archive/nina/PppBasePdf/rapport/2014/1094.pdf>
- Thomassen, J., Hagen, D., Bevanger, K. & Hanssen, F. 2007. Dialogprosjektet ”Felles politikk for fjellområdene”. Dialogkonferanse Vauldalen Fjellhotell 14.–16. mars 2007. – NINA Rapport 255. 69 s. <http://www.nina.no/archive/nina/PppBasePdf/rapport/2007/255.pdf>
- Thomassen, J., Strand, O., Gundersen, V., Fangel, K., Næss, C., Eide, N.E., Rønningen, K., Flemsæter, F., Ydse, H., Sørensen, R. & Skorem, J. 2009. FoU-prosjekt knyttet til villrein, ferdsel og inngrep i Snøhettaområdet. Dialogseminar på Norsk Villreinsenter Nord 22–24 april 2009. – NINA Rapport 481. 99 s. <http://www.nina.no/archive/nina/PppBasePdf/rapport/2009/481.pdf>
- Thomassen, J., Kaltenborn, B. P., Linnell, J. & Lindhjem, H. 2015. Scenarioutvikling på Røst. Rapport fra scenarioutviklingsseminar Røst 1–2 september 2015. – NINA Rapport 1190. 42 s. www.nina.no/archive/nina/PppBasePdf/rapport%5C2015%5C1190.pdf
- Tyler, N. & Stokkan, K.-A. & Hogg, C. 2014. Ultraviolet Vision and Avoidance of Power Lines in Birds and Mammals. *Conserv. Biol.* 28: 630–631. doi: 10.1111/cobi.12262

- Tyler, N.J.C., Stokkan, K.A., Hogg, C.R., Nellemann, C. & Vistnes, A.I. 2016. Cryptic impact: Visual detection of corona light and avoidance of power lines by reindeer. *Wildlife Society Bulletin* 40: 50–58.
- Valkenburg, P., & Davis, J.L. 1985. The reaction of caribou to aircraft: a comparison of two herds. SsP. 7–9 in Martell, A.H. & Russell, D.E. (reds.). *The First North American Caribou Workshop*. Canadian Wildlife Service, Whitehorse, Y.T., 1983.
- Vistnes, I., Nellemann, C., Jordhøy, P. & Strand, O. 2004. Effects of infrastructure on migration and range use of wild reindeer. *Journ. of Wildl. Manage.* Vol. 68, issue 1: 101–108.
- Vistnes, I. & Nellemann, C. 2008. The matter of spatial and temporal scales: a review of reindeer and caribou response to human activity. *Polar Biol.* 31: 399–407.
- Wolfe, S.A., Griffith, B. & Wolfe, C.A.G. 2000. Response of reindeer and caribou to human activities. *Polar Res.* 19: 63–73.
- Walther, F.R. 1969. Flight Behaviour and Avoidance of Predators in Thomsons Gazelle – (*Gazella thomsoni*). *Behaviour* 34: 184–220.
- Weir, J.N., Mahoney, S.P. McLaren, B. & Ferguson, S.H. 2007. Effects of mine development on woodland caribou *Rangifer tarandus* distribution. *Wildlife Biology* 13: 66–74.
- Weladji, R.B. & Forbes, B.C. 2002. Disturbance effects of human activities on *Rangifer tarandus* habitat: implications for life history and population dynamics. *Polar Geogr.* 26: 171–186.

Vindkraft och renar

En kunskapssammanställning

RAPPORT 6799

NATURVÅRDSVERKET
ISBN 978-91-620-6799-1
ISSN 0282-7298

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

Rapporten sammanfattar elva olika undersökningar som studerat effekter av vindkraftparker och kraftledningar på renar, i Sverige och Norge. Olika projekt har gett till synes motstridiga resultat. Vid två av de undersökta vindkraftsparkerna i Sverige och i en ny studie från Norge har man funnit att renar har reducerat sin användning av områden som ligger 3–5 kilometer från vindkraftparker. En studie i Sverige och tre undersökningar i Norge har inte dokumenterat någon reducerad habitat användning i närområdet till de undersökta vindkraftparkerna. Rapportförfattarna förklarar varför det har blivit olika resultat från respektive undersökning.

Rapportförfattarna ger sina rekommendationer om framtida forskning och diskuterar hur traditionell kunskap bör integreras i framtida undersökningar.

Kunskapsprogrammet Vindval samlar in, bygger upp och förmedlar 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 och synteser kring effekter och upplevelser av vindkraft.

