



Norges miljø- og
biovitenskapelige
universitet

Masteroppgave 2018 30 stp

Fakultet for miljøvitenskap og naturforvaltning
Jonathan Colman

Effektene av et nytt vindkraftverk på tamreins arealbruk

Effects of a new wind power plant on range use
of semi-domesticated reindeer

Mari Brøndbo Dahl

Master i Naturforvaltning
Fakultet for miljøvitenskap og naturforvaltning

Forord

Masteroppgaven er skrevet i vårsemesteret 2018 ved Fakultet for miljøvitenskap og naturforvaltning (MINA) på Norges miljø- og biovitenskapelige universitet (NMBU). Studiet er en videreføring av VindRein-prosjektet underlagt Universitetet i Oslo, der undertegnede veileder leder prosjektgruppen. Oppgaven bygger på historiens første «before-after-control-impact» (BACI) studie gjort på rein og vindkraft, og har således vært meget spennende å ta del i.

En stor takk rettes til hovedveileder Jonathan Colman, for hjelp og veiledning underveis i prosessen – og særlig på tampen av arbeidsperioden. Takk også til resten av prosjektgruppen ved UiO, spesielt tilleggsveiledere Sindre Eftestøl for GIS-hjelp og veiledning i felt, og Diress Tsegaye Alemu for statistikkhjelp. Takk også til Marte Synnøve Lilleeng, PhD ved MINA, for uvurderlig hjelp til siste minutt med å tolke statistiske sammenhenger og med hvordan man nå egentlig skriver en masteroppgave. Takk til David Edward Weir i NVE og Tore Martinsen i Varanger Kraft for oppdatert informasjon om norsk vindkraft og Raggovidda vindkraftverk. Takk til lesesalkollegaene på Sørhellinga for etterlengtede lunsj- og kaffepauser, og til mine foreldre for at jeg sitter her som naturforvaltningsstudent.

Takk for fire fantastiske år ved NMBU – en tid som har gitt meg både kunnskap og vennskap for livet.

Norges miljø- og biovitenskapelige universitet

Ås, 15. mai 2018

Mari Brøndbo Dahl

Sammendrag

Oppgaven er en del av en større studie av Raggovidda vindkraftverk nordvest på Varangerhalvøya i Finnmark. Vindkraftverket ligger i et viktig luftingsområde for tamrein (*Rangifer tarandus tarandus*), og tilhørende kraftlinjer og veinett går gjennom kalvingsområder og gode beiter. Hensikten var derfor å undersøke hvordan og i hvilken grad utbyggingen medførte endret arealbruk i anleggsfasen og driftsfasen. Analysene bygger på årlige møkketellinger langs transekter i to testområder og et kontrollområde. Vindkraftverket ble bygget i perioden 2013-2014, og datagrunnlaget for oppgaven var møkkdata fra to år før utbyggingen, to år i anleggsfasen og to år i driftsfasen. Studiet er et av hittil få med et «before-after-control-impact» (BACI) studiedesign, og det første på vindkraft og tamrein. Sammenlignet med før utbyggingen var i det i anleggsfasen redusert bruk av testområdene 0-4 km unna vindkraftverket og adkomstveien, samtidig som bruken av kontrollområdet økte. I alle transektområdene var tettheten av møkk i 2017 lik tettheten i 2011, og i testområdene var den også lik i 2015. Dette indikerer at utbyggingen medførte endret bruk som følge av unnvikelseeffekter i anleggsfasen, men ikke i driftsfasen. Variasjonen i antall møkkregistreringer samvarierte med antall rein i vinterstammen i anleggs- og driftsfasen. Dette støtter opp om møkketelling som metode for å representativt fange opp bestandens bruk av området. Reinen viste unnvikelsesadferd overfor adkomstveien i anleggsåret 2013, ved at arealbruken økte med avstand til veien. Det var ingen slik generell effekt i første år av driftsfasen, men det var både i 2015 og 2017 vesentlig mindre bruk av områdene 0-100 m fra adkomstveien i forhold til områder 100-300 og 400-700 m unna. Det var stor variasjon i antall møkk med økende avstand. Fordelingen av rein i nærheten av forstyrrelser er antatt å hovedsakelig følge fordelingen av gode beiter samt være knyttet til en risikovurdering der sannsynligheten for menneskelig aktivitet minker med økende avstand til veien. Forskjellen i antall møkk mellom sonene 0-100 og 100-200 m unna veien var lavere i 2017 enn i 2015. Dette indikerer en viss grad av tilvenning til adkomstveien. At reinen prefererte områder over 100 m unna veien fremhever viktigheten av å ta kvalifiserte beslutninger i detaljplanleggingen av vindkraftutbygginger. For å videre styrke kunnskapsgrunnlaget om effektene av inngrep på arealbruk hos rein, er det behov for flere studier over tilstrekkelig geografisk og tidsmessig skala, der også hensynet til potensielle bakenforliggende årsakssammenhenger ivaretas.

Abstract

This study is part of a larger research project on Raggovidda wind power plant (WP) situated northwest on the Varanger peninsula in Finnmark, Northern Norway. The WP was built in an important insect relief habitat, and associated power lines and roads pass through calving areas and good pastures. The main object of this study was to investigate how and to what extent the WP affected area use of free-ranging semi-domesticated reindeer (*Rangifer tarandus tarandus*) during the construction period and the operational phase. The analyzes are based on annual fecal pellet counts along transects in two test areas and a control area. The WP was built in 2013-2014, giving two years of before-data, two years of data from the construction period and two years of data from the operational phase. The study is one of few based on a «before-after-control-impact» (BACI) study design, and the first on wind power and semi-domesticated reindeer. Compared with prior to the WP-development, the two test areas (0-4 km from infrastructure) were less used in the construction period while use of the control area increased. Fecal density was the same in all three areas in 2017 as in 2011, and for the test areas also in 2015. This indicates that construction of the WP resulted in changes in area use due to avoidance during the construction period, but not during the operational phase. The variation in number of pellets coincided with the variation in number of reindeer in the herd during the construction and operational phase, supporting fecal pellet counts as a representative method to capture area use of the entire herd. Reindeer showed avoidance behavior towards the WP road in 2013, by increased area use with distance to the road. There was no such effect the first year of the operational phase, but both in 2015 and 2017 there was substantially less use of areas closer than 100 m from the road compared to areas 100-300 and 400-700 m away. Number of fecal pellets differed to a significant extent with increasing distance. The distribution of reindeer in proximity to the disturbance is believed to mainly follow the distribution of good pastures and be connected to the reindeers' risk assessment, with an assumed higher level of human activity closer to the road. The difference in number of fecal pellets between zones 0-100 m and 100-200 m from the road was lower in 2017 than 2015, suggesting some degree of habituation towards the WP road. Preference of areas more than 100 m from the road together with the distribution of high quality pasture emphasizes the importance of educated decisions during detail planning of wind power developments. To improve our knowledge base and provide additional information relevant for decision making and optimal management, further research should be focused on long term studies, large spatial scale, control areas and unbiased effect estimates to account for random variation and confounding factors.

Innhold

Innledning.....	1
Metode og materiale.....	4
Studieområde.....	4
Studieart	6
Studiedesign	7
Databearbeiding og analyse.....	9
Resultater.....	11
Antall rein og antall møkkregistreringer	11
Arealbruk i transektområdene	11
I før-fasen, anleggsfasen og driftsfasen	12
Fra år til år	13
Arealbruk med hensyn til avstand til adkomstveien.....	15
Diskusjon.....	17
Antall rein og antall møkkregistreringer	17
Endret arealbruk i transektområdene.....	18
Endret arealbruk med hensyn til avstand til adkomstveien	21
Modellkritikk og feilkilder	23
Relevans for forvaltningsspørsmål og videre forskningsbehov	24
Konklusjon	27
Litteratur.....	28

Innledning

Klimaendringer, befolkningsvekst og begrensede fossile ressurser har medført økt etterspørsel etter fornybar energi, og det er satt klare politiske mål om at fornybar energi skal dekke en høyere andel av det globale energibehovet (FNs generalforsamling, 2015; EU-kommisjonen, 2017). På bakgrunn av internasjonale forpliktelser er det også satt nasjonale mål om økt produksjon. Som følge av fornybardirektivet skal Norge bidra til at minimum 27 % av totalt energiforbruk i EU skal dekkes av fornybar energi innen 2030 (EU-kommisjonen, 2017). Det nasjonale målet om 67.5 % innen 2020 ser ut til å være innfridd, og målet om 28.4 TWh ny fornybar energi mellom 2012 og 2020 ser ut til å kunne oppfylles gjennom elsertifikatsamarbeidet med Sverige (NORWEA & Energi Norge, u.å.). Av kraftproduksjonen i Norge utgjør vann- og vindkraft henholdsvis 96 og 2 %, og over 75 % av produksjonskapasiteten er regulerbar (Olje- og energidepartementet, 2017). Vindkraft er ansett som et godt supplement til vannkraft med tanke på forsyningssikkerhet (NOU 2012: 9), og det er fastslått i flere stortingsmeldinger om regjeringens miljøpolitikk at det skal legges til rette for å bygge ut mer vindkraft (f.eks. i St.meld. nr. 26 (2006-2007)). Ved utgangen av 2017 var det mer vindkraft under bygging (1.6 GW) i Norge enn det som er i drift fra før (1 GW), og det ventes en flerdobling av vindkraftproduksjonen i Norge de neste årene (NVE, 2018).

I stortingsmeldingen om energipolitikken mot 2030 ble det satt mål om å tilrettelegge for lønnsom vindkraftutvikling og en politikk som demper konflikter og bidrar til at de beste vindkraftlokalitetene blir valgt (Meld. St. 25 (2015-2016)). Norskekysten har gode vindressurser, og særlig Finnmark har et høyt vindkraftpotensial (NVE, 2001; NVE, 2009). I fylkeskommunens regionale vindkraftplan for 2013-2015 ble det stadfestet en visjon om at Finnmark skal bli nordområdenes ledende energiregion og en vesentlig leverandør av fornybar energi (Finnmark fylkeskommune, 2013). Ifølge NVEs kartkatalog var fire vindkraftverk satt i drift i Finnmark ved utgangen av 2017, og ytterligere åtte var inne til konsesjonsbehandling.

Energiproduksjon på kommersiell skala møter ofte motstand lokalt. Dette gjelder særlig vindkraftutbygging på grunn av visuell forurensning og potensielle negative effekter på det lokale økosystemet. I Finnmark skal det tas særlig hensyn til reindriftsnæringen ved valg av vindkraftlokaliteter (NVE, 2004). Reindrift er en liten næring i nasjonal målestokk, men i samisk og lokal sammenheng har den stor betydning for økonomi, sysselsetting og kultur (Landbruksdirektoratet, 2017). Rettighetene til utmarksbeite er en grunnleggende ressurs for tamreindriften, og avgjørende for at driften kan opprettholdes. På tross av reinsdyrs (*Rangifer tarandus tarandus*) tilpasninger til et skiftende miljø er den sårbar for miljøforandringer som fysiske inngrep og menneskelige forstyrrelser (Strand m.fl., 2017). Dyrenes beitemønster gjør reindriften til en arealkrevende næring, utsatt for konflikter med annen arealbruk som medfører tap av beiteområder (Landbruksdirektoratet, 2017).

Kunnskapen om hvordan tekniske inngrep og forstyrrelser påvirker dynamikken i arealbruken hos tamrein er mangelfull, og forskningen hittil viser til dels motstridende resultater (Colman m.fl., 2013; Strand m.fl., 2017). Dette skyldes både naturlig variasjon mellom sesonger og år, samt lokale forhold som nivået på menneskelig aktivitet, topografi og øvrig infrastruktur (Strand m.fl., 2017). Forskning har vist at reinsdyr er sårbare overfor forstyrrelser, og at dyrene har et spekter av ulike reaksjoner som omfatter både fysiologiske responser, adferdsendringer, unnvikelse og at enkelte inngrep kan medføre barriereeffekter i form av å være til hinder for dyrenes naturlige vandringer (Colman m.fl., 2013; Strand m.fl., 2017). Vindkraftverk som plasseres innenfor reinbeiteområder kan ha potensielt store negative effekter på dyrenes bruk av området (Colman m.fl., 2013; Strand m.fl., 2017). Influensområdet til et vindkraftverk kan være meget omfattende, med turbiner, interne veier, vedlikeholdsbygg, kraftlinjer og adkomstvei. Under konstruksjonsperioden kan støy og menneskelig aktivitet medføre lavere beiteaktivitet i nærliggende områder (Eftestøl m.fl., 2016; Tsegaye m.fl., 2017). På sikt kan utbyggingen medføre permanent habitattap og fragmentering av beite- og luftingsområder (Strand m.fl., 2017), men dette har ikke ennå blitt vist. Det er sannsynlig at enhver anleggsetablering vil påvirke reinens arealbruk, beiteutnyttelse og vandringsmuligheter, men i forskjellig grad ut fra lokale forhold (Strand m.fl., 2017).

Følgelig er det nødvendig å ha tilstrekkelig kunnskap om hvordan økologiske og menneskeskapte faktorer påvirker reinens arealbruk, for å kunne vurdere hvordan målet om ytterligere vindkraftutbygging skal vektas mot reindriftsnæringens arealbehov (Colman m.fl., 2013). Interessekonfliktene vil trolig ikke reduseres i tiden fremover, og det er uenighet mellom partene om i hvilken grad reinens forflytningsmønster og arealbruk påvirkes (Jonathan E. Colman, pers. med.). Forskningen på dette har som nevnt vist forskjellige og til dels motstridende resultater for unnvikelsesadferd overfor infrastruktur i anleggs- og driftsfasen. Ved to vindkraftverk i Sverige ble det funnet redusert bruk av områder innenfor 3-5 km fra anlegget i anleggs- og driftsfasen (Strand m.fl., 2017). Samtidig ble det ikke dokumentert redusert bruk i nærområdene ved ett kraftverk i Sverige og tre i Norge. Foreløpig finnes for få studier med nok data fra alle fasene (før, under og etter utbyggingen) til å kunne trekke generelle konklusjoner. Dette gjelder særlig for driftsfasen og i områder der reinen ferdes over store arealer og veksler mellom atskilte sesongbeiter (Colman m.fl., 2016). Grunnet naturlige variasjoner mellom år og størrelsen på influensområdet bør denne typen studier gjennomføres over lang tid og på stor geografisk skala (Flydal m.fl., 2017). Lokale forhold samt reinens individuelle toleransegrad reduserer i tillegg overføringsverdien av resultatene mellom studiene og potensielle nye vindkraftlokaliteter (Strand m.fl., 2017). Det er derfor viktig å opprettholde forskningsaktiviteten.

Denne oppgaven er del av en større studie av Raggovidda vindkraftverk nordvest på Varangerhalvøya i Finnmark. Studiet er en videreføring av VindRein-prosjektet underlagt Universitetet i Oslo, der undertegnede veileder leder prosjektgruppen. Vindkraftverket er bygget på deler av barmarksbeitene tilhørende reinbeitedistrikt 7, og hensikten med prosjektet er å undersøke hvordan utbyggingen har påvirket tamreinstammens beiteaktivitet i henholdsvis 40 og 10 kilometers avstand for GPS- og

møkkstudiet. Vindkraftverket ligger i et viktig luftingsområde, og tilhørende kraftlinjer og veinett går gjennom kalvingsområder og gode beiter (Colman m.fl., 2016). Anlegget ble bygget i perioden 2013-2014, og har vært i drift siden. Datainnsamlingen har pågått siden 2011, med kontinuerlig innhenting av GPS-data fra merkede dyr samt årlig møkketelling langs transekter i to testområder og et kontrollområde. Denne oppgaven er basert på sistnevnte, der datagrunnlaget nå består av to sesonger før utbyggingen, to sesonger i anleggsfasen og to sesonger i driftsfasen. Det har derfor vært mulig å gjennomføre en «before-after-control-impact» (BACI) studiedesign (Morrison m.fl., 2008; Bartzke m.fl., 2014; Long m.fl., 2017). Dette har ikke blitt gjennomført på tamrein og vindkraft tidligere (Strand m.fl., 2017; Flydal m.fl., 2017), og kun for villrein og vannkraftanlegg (Nellemann m.fl., 2003) innen studier av arealbruk hos rein. En BACI-studie antas å kunne gi pålitelige resultater for om lav arealbruk nær utbygginger reflekterer faktisk unnvikelse (Bartzke m.fl., 2014; Colman m.fl., 2017), men er også meget ressurskrevende. Prosjektgruppen ved UiO utarbeidet i 2015 en foreløpig sluttrapport fra prosjektet med innledende analyser etter én sesong med data fra driftsfasen (Colman m.fl., 2016). Resultatene fra denne brukes her som supplerende informasjon og til sammenligning med egne resultater.

Hensikten med denne oppgaven er å undersøke hvordan og i hvilken grad utbyggingen av vindkraftverket medførte endret arealbruk for tamreinen i anleggsfasen og driftsfasen. Videre undersøkes endringer i bruksmønsteret mellom første og tredje år av driftsfasen. For å teste for unnvikelsesadferd sammenlignes arealbruken i influensområdet (testområdene) med data fra før utbyggingen, samt med et kontrollområde. Det forventes å finne samme unnvikelsesadferd som i de innledende analysene av perioden til og med første år i driftsfasen. Her ble det funnet unnvikelseeffekter i områdene nær turbinene og adkomstveien i både anleggs- og driftsfasen. Det forventes videre at unnvikelseeffekten vil avta over tid, og at arealbruken gradvis blir likere situasjonen før utbyggingen.

Forskningsspørsmål:

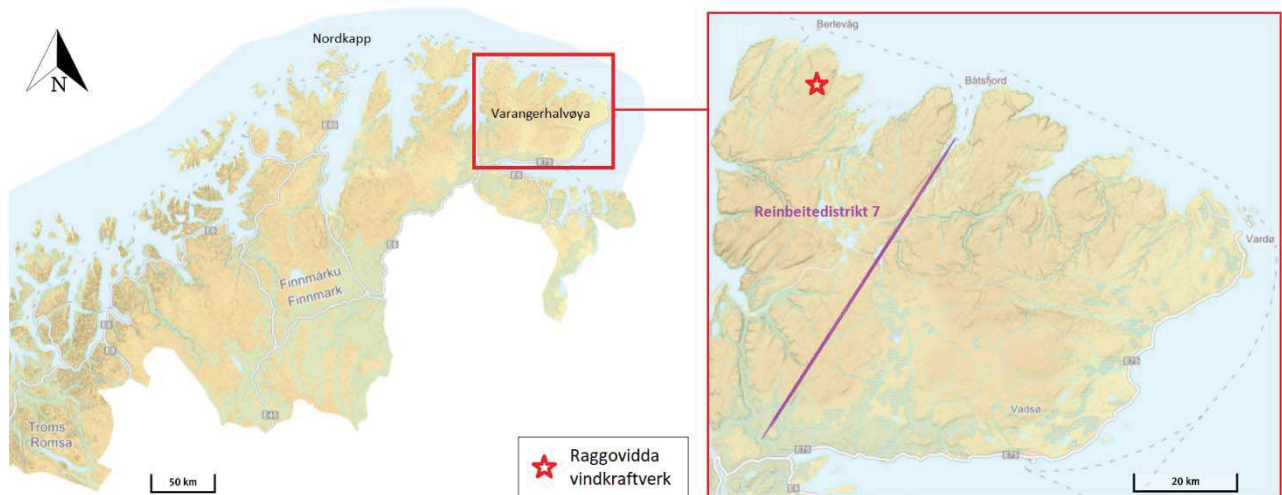
- Hvilken effekt har utbyggingen av Raggovidda vindkraftverk hatt på tamreinens bruk av det omkringliggende barmarksbeitet i anleggs- og driftsfasen?
- Vil dyrene over tid tilvennes strukturene slik at bruksmønsteret gradvis blir likere situasjonen før utbyggingen?

Konklusjonene i denne oppgaven, samt av studiet som helhet, vil forhåpentligvis kunne bidra til økt kunnskap om effektene av en kraftutbygging både på kort og lang sikt. I større skala kan studiet tilføye meget relevant kunnskap for planleggingen av tekniske inngrep innenfor viktige beiteområder for rein. Målet er å styrke kunnskapsgrunnlaget fremtidige utbyggingsbeslutninger skal fattes på bakgrunn av, slik at de potensielle negative effektene for reindriftsnæringen kan minimeres.

Metode og materiale

Studieområde

Raggovidda vindkraftverk (576300, 7852800 UTM35N/WGS84) ligger på Rákkocearro-platået 10 km sør for Berlevåg på Varangerhalvøya i Finnmark (figur 1). Nordvestre del av halvøya utgjør barmarksbeitene til reinbeitedistrikt 7 (Rákkonjárga). Området ligger i arktisk bioklimatisk sone, nord for den polare tregrensen (Artsdatabanken, u.å.). Selve platået, som går i nordøst-sydvestlig akseretning, har lite kupert terreng og hovedsakelig blokkmark uten vegetasjon. Ned mot dalene er vegetasjonsdekket av lyng, mose, gress og urter mer sammenhengende. Her finnes også flekkvise forekomster av vier og fjellbjørk, særlig i fuktigere deler. Området kan karakteriseres som et inngrepsfritt naturområde, der en stor andel er over 5 km unna offentlig infrastruktur og bebyggelse (Miljødirektoratet, u.å.).

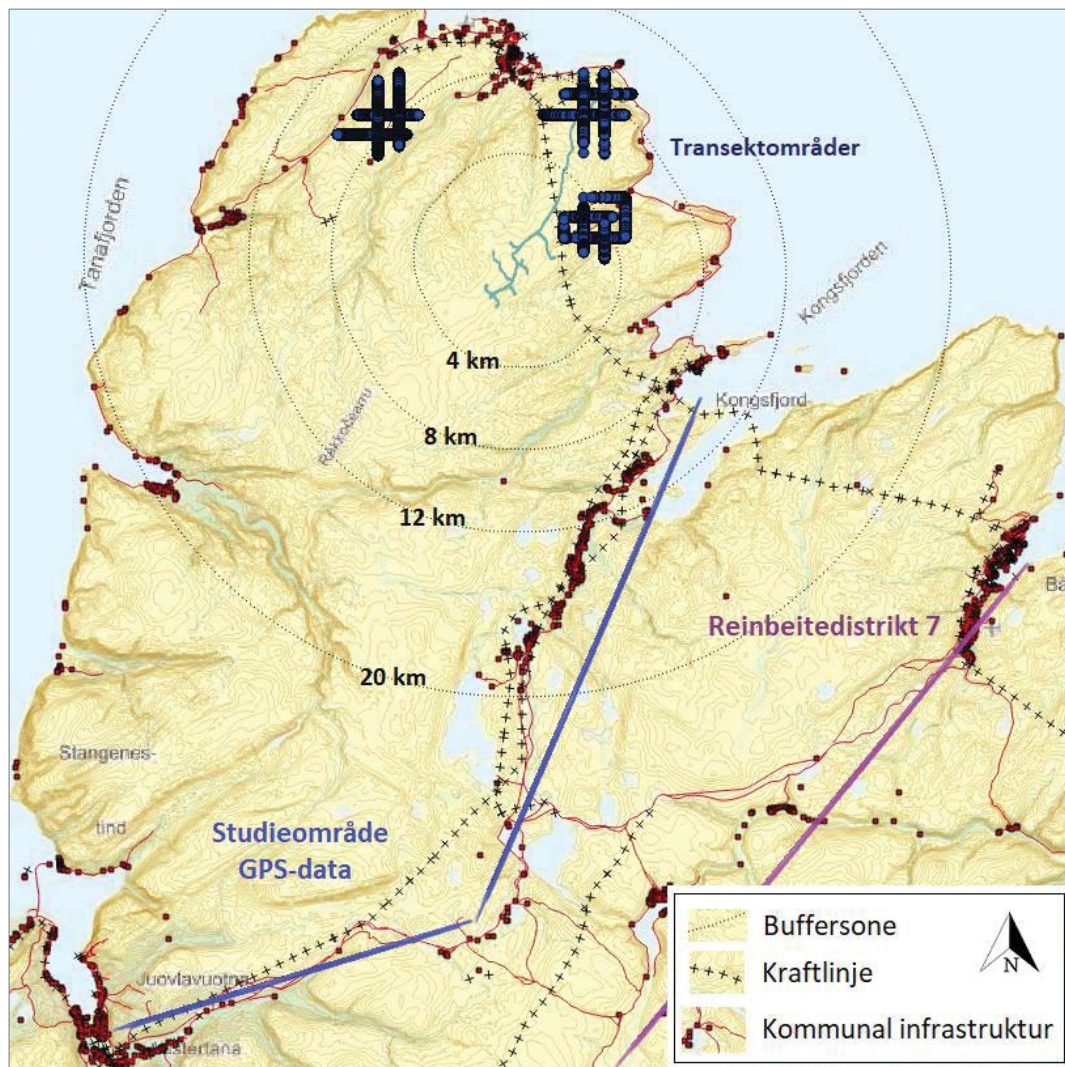


Figur 1: Raggovidda vindkraftverk ligger i reinbeitedistrikt 7, 10 km sør for Berlevåg på Varangerhalvøya i Finnmark (norgeskart.no, paint).

Raggovidda vindkraftverk ble bygget i perioden fra juni 2013 til september 2014, og har vært i kontinuerlig drift siden. Anlegget strekker seg over et areal på ca. 10 km² som ligger mellom 380 og 450 moh. (ekskludert adkomstveien). De 15 turbinene står ca. 500 m fra hverandre og er fordelt på fire parallelle linjer i nordvest-sydøstlig retning. Møllene er totalt 130 m høye inkludert en rotordiameter på 100 m. Samlet utgjør de en installert effekt på 45 MW. Den 9 km lange adkomstveien kommer inn fra nord-nordøst, og går gjennom gode beiter over Løvikdalsfjellet fra Styrdalen (figur 2). Denne er stengt med bom for å unngå unødig trafikk og slitasje.

Studieområdet for det pågående GPS-studiet omfatter barmarksbeiter som ligger opp mot 40 km fra vindkraftverket (figur 2). Avgrensningen er gjort på bakgrunn av dyrenes naturlige bruk av området, samt reindriftsaktørenes aktivitet og menneskeskapte barrierer, herunder blant annet reingjerder og

fylkesvei 890. GPS-data innhentes årlig fra hele dette området. Transektområdene der møkktellingene gjennomføres ligger i nærheten av vindkraftverket helt nord i området. Disse beskrives nærmere under feltmetodikk.



Figur 2: Områdeavgrensning for reinbeitedistrikt 7, studieområdet for GPS-data og transektområdene ved vindkraftverket på Raggovidda. Figuren viser i tillegg buffersoner for avstand fra vindkraftverket (QGIS v2.18, paint).

Reinsdyr (*Rangifer tarandus*) hører hjemme i hjortefamilien (*Cervidae*) og har nordlig cirkumpolar utbredelse. Underarten *R.t. tarandus* er representert ved nær 3 millioner individer i Eurasia, hvorav rundt to tredeler er tamrein (Holand, 2003). I Norge utgjør Øst- og Vest-Finnmark reinbeiteområde over 70 % av den samlede reindriften, med en vinterstamme på nær 147 000 individer (Landbruksdirektoratet, 2017). Antall dyr i reinbeitedistrikt 7 har vært relativt stabilt i hele studieperioden (tabell 1), med en gjennomsnittlig vinterstamme på 3950 individer (1.6 dyr per km²). Studieområdet benyttes fra dyrene drives opp i april, til de selv trekker sørover mot høsten (Colman m.fl., 2016). Tamrein i Norge er i utgangspunktet frittgående, men blir samlet to-tre ganger i året i forbindelse med kalvemerking, slakting og forflytning.

Tabell 1: Antall rein i vinterstammen i reinbeitedistrikt 7 (Colman m.fl. 2016; Landbruksdirektoratet 2017).

År	03.2011	03.2012	03.2013	03.2014	03.2015	03.2016	03.2017
Antall rein	4168	3845	3915	3881	4015	3972	3855

Reinens diett består i sommerhalvåret av busker, urter og gress. Tilgjengelig beite innenfor gitte habitatgrenser er ikke homogent, og tilgangen til næringsressurser varierer betydelig mellom årstidene (Reimers m.fl., 2000). Tilgjengeligheten påvirkes av miljøvariabler som snødekke, vekstsesong, rovdyrungnåelse og insektplage m.m. Behovet for tilstrekkelig matforsyning medfører nærmest kontinuerlig forflytning mellom beitelokaliteter, med det resultat at reindrift er en arealkrevende virksomhet (Reimers m.fl., 2000; Strand m.fl., 2017). Reindriften i distrikt 7 har forsøkt å benytte beitene så likt som mulig gjennom studieperiodens varighet. For nærmere beskrivelse av driftsmønster og naturlige trekkmonstre henvises det til reindriftenes beskrivelser i den foreløpige sluttrapporten (Colman m.fl., 2016). Fordi driftsmønsteret har vært relativt likt alle år er det sannsynlig at eventuelle endringer i dyrenes arealbruk skyldes eksterne faktorer, for eksempel den nye vindparken. Ifølge reindriften har snø- og beiteforhold, både vår og høst, vært relativt likt alle år i studieperioden. Det samme gjelder antall og fordeling av rovdyr samt nivå av insektplage (Colman m.fl., 2016).

Studiedesign

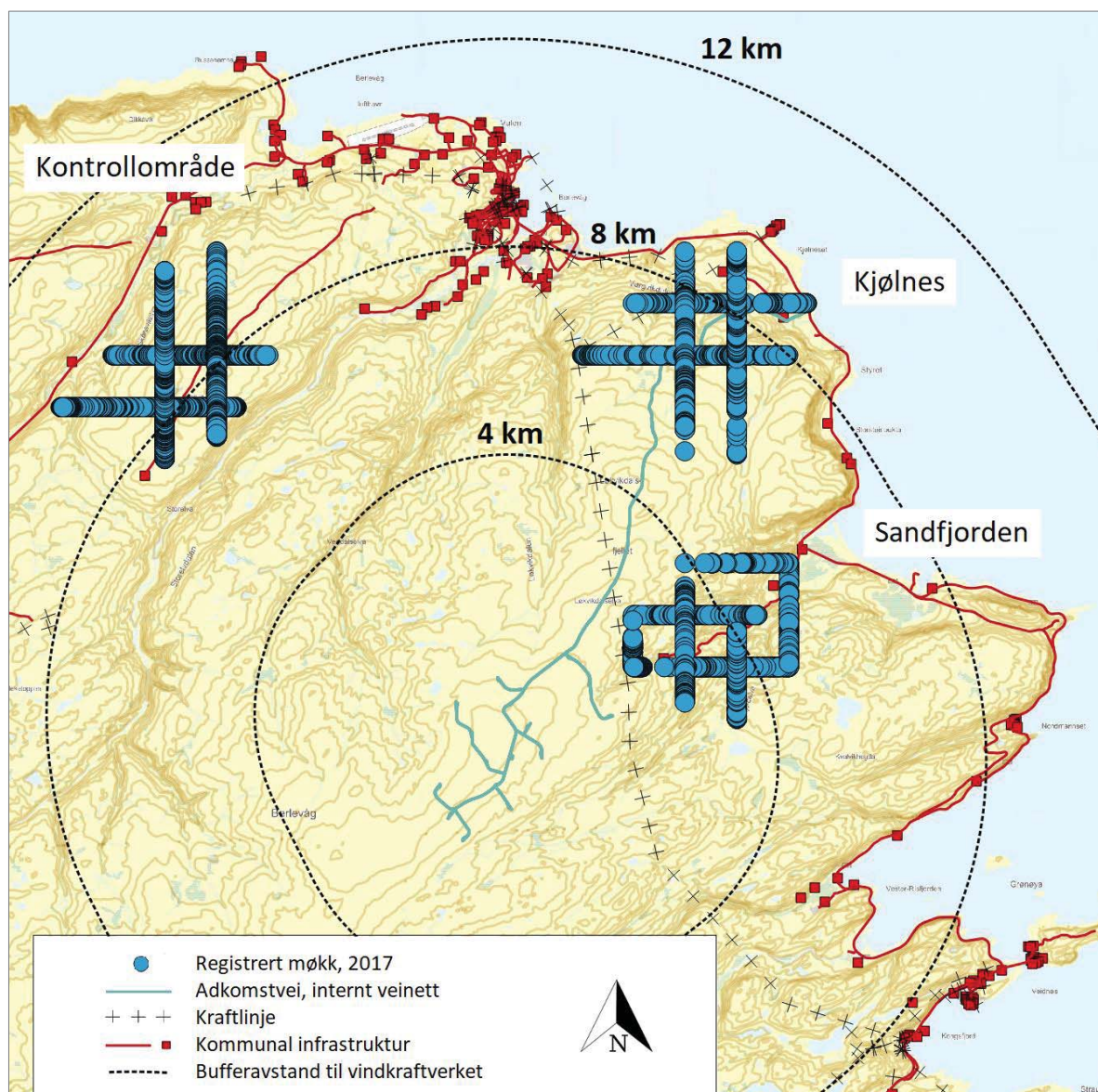
Studiet gjennomføres etter et «before-after-control-impact» (BACI) studiedesign, med sammenligning av data fra før, under og etter utbyggingen, og med et kontrollområde. For å kartlegge tamreinens arealbruk i produksjonssesongen (vår-høst) har vi gjennomført møkktellinger etter «strip transect sampling» metoden. Vindkraftverket ble bygget mellom juni 2013 og september 2014, og denne perioden utgjør anleggsfasen. Jeg har derav delt studieperioden i tre faser; før-fasen, anleggsfasen, og driftsfasen (tabell 2). Møkktelling er gjennomført sent september eller tidlig oktober i årene 2011-2015 samt 2017, altså mot slutten av beiteperioden (produksjonssesongen) inneværende år. Følgelig er datagrunnlaget for denne oppgaven fra to sesonger før utbyggingen, to sesonger i anleggsfasen og to sesonger i driftsfasen. GPS-data fra merkede simler (Colman m.fl., 2016) benyttes til sammenligning samt for å komplettere bildet av arealbruken. GPS-dataene ble analysert av prosjektgruppen ved UiO i 2015, og gjelder kun for perioden mellom september 2011 og oktober 2015 (Colman m.fl., 2016).

Tabell 2: Spesifikt tidsrom for studieperiodens faser samt produksjonssesonger med møkkdata.

Fase	Tidsrom	Produksjonssesong
Før-fasen	01.09.2011 - 09.06.2013	2011, 2012
Anleggsfasen	10.06.2013 - 30.09.2014	2013, 2014
Driftsfasen	01.10.2014 - 30.10.2017	2015, 2017

Møkkdataene er innhentet gjennom tellinger i transekter på tre separate lokaliteter innenfor studieområdet. Herunder to testområder i nærheten av vindkraftverket (0-3.6 km) som var forventet påvirket av utbyggingen, og et kontrollområde lenger unna (6.8 km) som var forventet upåvirket (figur 3). Selve platået benyttes kun av dyrene som luftingsområde grunnet lav beitekvalitet, derfor ble testområdene lagt til bedre vegeterte nærområder. De antas likevel å ligge innenfor influenssonen på grunn av nærhet til vindkraftverket og adkomstveien (Colman m.fl., 2016). Transektlinjene innen hvert område ligger som et rutenett, med hver linje i rett nord-sør eller øst-vest retning mellom to gitte GPS-punkter (figur 3).

Transektene varierer i lengde, høyde over havet, beitekvalitet og distanse fra adkomstveien og vindkraftverket. Totalt summerer transektene til 43.2 km, fordelt på 14.8 km på 4 linjer i Kjølnes, 14.8 km på 7 linjer i Sandfjorden, og 13.6 km på 4 linjer i kontrollområdet ved Berlevåg. Områdene ligger henholdsvis 0-1.6, 0.6-3.6 og 6.8-9.7 km unna vindkraftverket og/eller adkomstveien (figur 3).



Figur 3: Transektområdene posisjon og avstand til vindkraftverkets adkomstvei og interne veinett (QGIS v2.18, paint).

Møkkellingen har blitt gjennomført av forskjellige personer i løpet av studieperioden, men tidligere undersøkelser har indikert at andelen møkk som observeres i liten grad varierer med observatøren (Tröger, 2011). Ved tellingen går observatøren langs transektlinjen og registrerer koordinatene for hver enkelt reinmøkk innenfor én meters bredde (strip transect sampling). Ut fra utseende, mengde og grad av spredning vurderes vinter- og/eller sommermøkk til å være fra ett eller flere dyr. Ekskrementet telles med dersom hovedvekten av det ligger innenfor tellebredden. Observatørens posisjon i transektet blir fortløpende korrigert ved hjelp av håndholdt GPS. All reinmøkk er registrert uavhengig av opprinnelsesår og -årstid. Det er derfor ikke usannsynlig at dobbeltregistrering mellom år forekommer. Imidlertid er dette en konstant systematisk feil, som antas å ikke påvirke verdien av resultatene relativt mellom områdene eller mellom år for samme område.

Datagrunnlaget i den foreløpige sluttrapporten, med kun første sesong i driftsfasen, ble vurdert til for svakt for å kunne trekke konklusjoner om årsakssammenhengene (Colman m.fl., 2016). Jeg gjennomførte møkktellingen i 2017 i perioden 23.-26. september, og dette utgjør data fra tredje produksjonssesong i driftsfasen. Siden det ikke finnes møkkdata fra andre produksjonssesong (2016) er datagrunnlaget fra møkktellingen fortsatt for svakt til å trekke endelige konklusjoner. Imidlertid vil resultatene kunne indikere trender i utviklingen av arealbruken i tiden etter anleggsfasen, i påvente av en endelig analyse av GPS-dataene som inkluderer alle år. Vegetasjonstypene langs hvert enkelt transekt ble registrert i forbindelse med møkktellingen i 2011. Typeinndeling og vurdering av beitekvalitet ble gjort på bakgrunn av dette (se tabell 3 i Colman m.fl., 2016).

Databearbeiding og analyse

Det er en rekke potensielle forklaringsvariabler tilknyttet en studie som dette. I denne oppgaven har jeg inkludert de variablene jeg anser for mest relevante, og som har vært mulig å inkludere med hensyn til tilgjengelig tid. Faktorene som er inkludert er antall møkk, antall rein i distriktet, tettheten av møkk, år og periode, og avstanden til adkomstveien i Kjølnesområdet. Tettheten av møkk brukes som indikator for arealbruk, og antas å gjenspeile hvor mye de forskjellige områdene brukes av tamreinstammen. Det finnes ingen forvekslingsarter i området med hensyn til ekskrementenes utseende. Vegetasjonstype og beitekvalitet er omtalt, men ikke inkludert i egne analyser. Videre er også høyde over havet, terrengets helningsvinkel, avstand til annen infrastruktur, værdata og vindkraftverkets synlighet ekskludert.

I mine analyser har jeg slått sammen dataene fra min møkktelling i 2017 med datasettet fra perioden 2011-2015 i mine analyser. Jeg lastet inn alle registreringene i QGIS versjon 2.18, og plottet disse basert på (x,y) koordinatene (UTM 35N, WGS84). Grunnlagskart og kartlag med vindkraftverkets infrastruktur, kommunal infrastruktur og buffersoner ble hentet inn fra det eksisterende datasettet. Jeg har gjennomført alle statistiske analyser med R versjon 3.3.2 i RStudio versjon 1.0.136 (R Development Core Team, 2016).

Antall rein i vinterstammen per år ble plottet mot antall møkkregistreringer påfølgende høst (Excel) for å se om variasjonen i antall møkk lignet variasjonen i antall rein. Jeg forsøkte korrelasjonstesting med R, men med så få verdier gav ikke disse nyttige svar. Andelen GPS-merkede dyr som benyttet GPS-studieområdet hvert år ble hentet inn fra Colman m.fl. (2016) for å videre kunne si noe om utviklingen i influensområdet (transektene og nær vindkraftverket) sammenlignet med utviklingen i hele populasjonen.

Jeg studerte endringer i arealbruk ved å sammenligne tettheten av møkk i transektområdene i anleggs- og driftsfasen med tettheten før utbyggingen startet. Utviklingen i testområdene (Kjølnes og Sandfjorden) ble videre sett i sammenheng med utviklingen i kontrollområdet. Jeg beregnet

gjennomsnittlig tetthet av møkk (antall/m²) i Excel, for hvert transektområde, transekt, og per år og periode (fase av utbyggingen). Endring i tetthet over tid, for hvert transektområde, ble så beregnet med generalisert lineær modell (GLM, family = quasipoisson) i RStudio. Modelldiagnostikk viste at residualene var tilnærmet normalfordelt med family = gaussian i begge tilfeller (hhv. $p = 0.29$ og $p = 0.67$), men quasipoisson gav bedre modeller med hensyn til spredning. Jeg utarbeidet én modell for endring i tetthet mellom før-fasen, anleggsfasen og driftsfasen, og én modell for endring i tetthet mellom år. Sistnevnte ble utarbeidet spesielt for å se nærmere på endringene i løpet av driftsfasen (mellom 2015 og 2017), men også for å se på variasjonen innad i de andre fasene. Endringene i tetthet ble illustrert med ggplot, med separat linje for hvert transektområde, og tetthet som funksjon av tid.

Jeg inkluderte ikke effekten av variasjon i vegetasjonstype (beitekvalitet) og høyde over havet i mine analyser, selv om dette kan være betydelige forklaringsvariabler (Colman m.fl., 2016). Hensikten med denne oppgavens analyser var å se på forskjeller i tetthet over tid og avstand, og ikke tetthetsnivået i seg selv. Jeg anså derav beitekvaliteten som en konstant faktor, og utelot den med unntak av i sammenheng med analysene nevnt under.

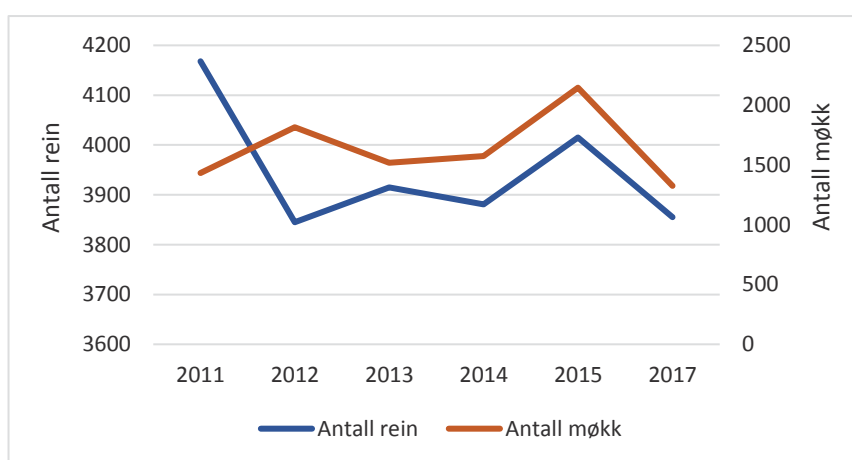
Jeg studerte endret arealbruk som følge av unntakseffekter ved å se på fordelingen av møkk i Kjølnes transektområde, spesifikt avstanden til møkkregistreringene fra adkomstveien. Jeg hentet inn analyseresultatene fra Colman m.fl. (2016) blant egne resultater, som diskusjonsgrunnlag for perioden 2011-2015. Colman m.fl. (2016) analyserte årlig arealbruk med hensyn til avstand og vegetasjonstype (se deres tabell 3 for typedefinisjon), ved hjelp av generalisert lineær blandet effekt modell (GLMM, family = binomial). Avstand var brukt som kontinuerlig variabel og transekt inkludert som tilfeldig faktor. Et linjedatasett med kontinuerlige vegetasjonsdata var utarbeidet i ArcGIS på grunnlag av typeregistreringene i 2011, og vegetasjonstype for hver enkelt møkkregistrering var hentet ut ved spatial join funksjonen. Jeg repliserte analysen med grunnlag i deres R-script og datasett.

Nye avstandsanalyser ble kun utarbeidet for 2015 og 2017, og da spesifikt for antall møkk som funksjon av avstand. Jeg beregnet avstanden i meter mellom adkomstveien og hver enkelt møkkregistrering i Kjølnes ved hjelp av NNjoin plugin i QGIS. Avstanden mellom veien og ytterste møkkregistrering (1573 meter) ble så delt inn i avstandssoner à 100 m, og møkkregistreringene plassert i sin respektive sone (Excel). Jeg undersøkte først, med GLM (family = poisson), om antall møkk i 2017 var forskjellig fra antall møkk i 2015. Jeg ønsket så å se på forskjellen i preferanse mellom avstandssonene innad for hvert år og mellom årene. For å se om det kunne kjøres separate modeller per år kontrollerte jeg for interaksjon mellom år og avstandssone ved å sammenligne AIC. Separate modeller for 2015 og 2017 ble utført med GLM (family = poisson). Jeg brukte predictmeans funksjonen for parvis sammenligning av avstandssonene for å undersøke om det var forskjell i antall møkk mellom sonene. For å i tillegg kunne sammenligne avstandssonene mellom år, ble et linjeplot utarbeidet for antall møkk per avstandssone i begge år (lineplot.CI i sciplot-pakken). Ikke-overlappende standardfeil vertikalt og/eller horisontalt indikerte signifikant forskjell mellom år og/eller mellom avstandssoner.

Resultater

Antall rein og antall møkkregistreringer

I løpet av studieperioden har antall dyr i vinterstammen variert noe fra år til år (min = 3855, maks = 4168, tabell 1), det samme har antall møkkregistreringer påfølgende høst (min = 1325, maks = 2146). Variasjonene i antall møkkregistreringer ser ut til å samvarierte med antall dyr, med unntak av i 2011 og 2012 (figur 4). Antall møkkregistreringer i 2011 og 2012 var henholdsvis vesentlig lavere og vesentlig høyere enn hva man kunne forventet ut fra antall rein.



Figur 4: Antall rein i vinterstammen og antall møkkregistreringer påfølgende høst i studieperioden (Excel).

Den årlige prosentandelen av samtlige GPS-posisjoner som var innenfor GPS-studieområdet (avmerket i figur 2) varierer. Dyrene ble merket høsten 2011, og andelen var i påfølgende år ca. 67 % i 2012, 62 % i 2013, 46 % i 2014, og 69 % i 2015. Altså var andelen relativt høy i 2012 og 2015, noe lavere i 2013, og vesentlig lavere i 2014. Andelen for 2016 og 2017 er ikke beregnet.

Arealbruk i transektområdene

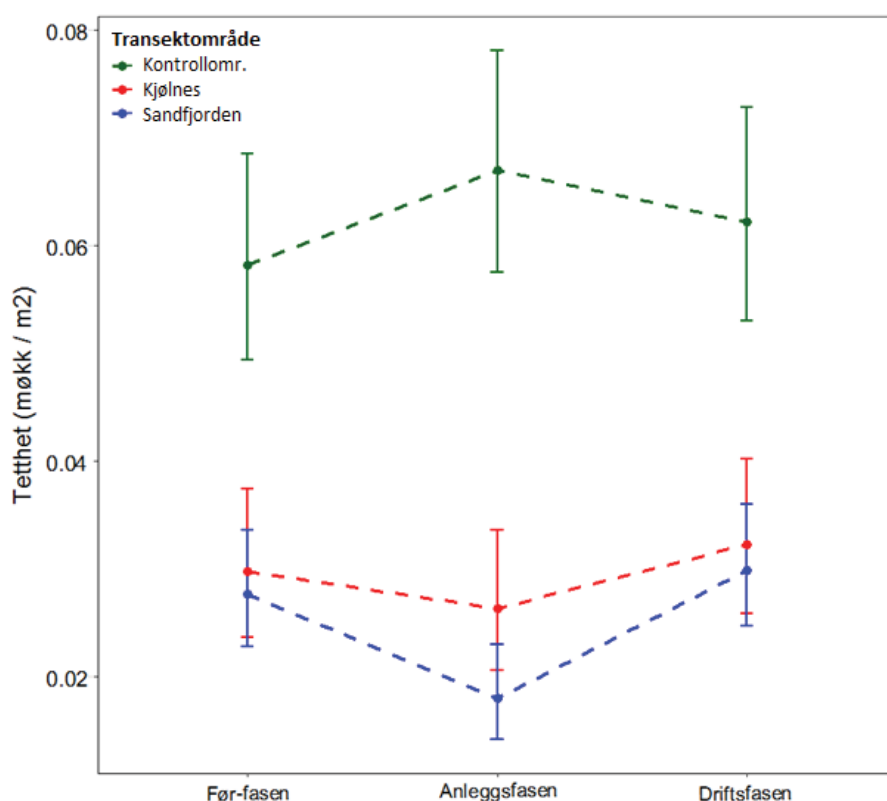
Gjennomsnittlig tetthet av møkk over alle år og alle transektområder var $0.037/\text{m}^2$ (min = 0.006, maks = 0.093), tilsvarende ca. én møkkregistrering per 27. meter.

I før-fasen, anleggsfasen og driftsfasen

Reinens bruk av kontrollområdet var lik i før-fasen, anleggsfasen og driftsfasen ($p > 0.05$, tabell 3, figur 5). Testområdene Kjølnes og Sandfjorden hadde lavere tetthet av møkk enn kontrollområdet (begge $p < 0.001$). I testområdet Sandfjorden var det redusert bruk i anleggsfasen ($p = 0.004$), mens det i driftsfasen var like mye bruk som i før-fasen ($p = 0.966$). Reinens arealbruk i Kjølnes varierte ikke mellom de tre tidsperiodene ($p > 0.05$).

Tabell 3: Reinsdyrenes arealbruk basert på tetthet av møkk (antall/m², responsvariabel). Analysert ved hjelp av generalisert lineær modell (GLM, family = quasipoisson). Referansen (intercept) er kontrollområdet i før-fasen.

Forklaringsvariabler	Estimat	Standardfeil	T-verdi	P-verdi
Intercept	-2.844	0.082	-34.603	< 0.001
Kjølnes	-0.671	0.141	-4.748	< 0.001
Sandfjorden	-0.741	0.127	-5.823	< 0.001
Anleggsfasen	0.141	0.112	1.259	0.212
Driftsfasen	0.066	0.114	0.579	0.564
Kjølnes x Anleggsfasen	-0.263	0.202	-1.303	0.197
Kjølnes x Driftsfasen	0.014	0.196	0.073	0.942
Sandfjorden x Anleggsfasen	-0.570	0.191	-2.978	0.004
Sandfjorden x Driftsfasen	0.007	0.177	0.042	0.966



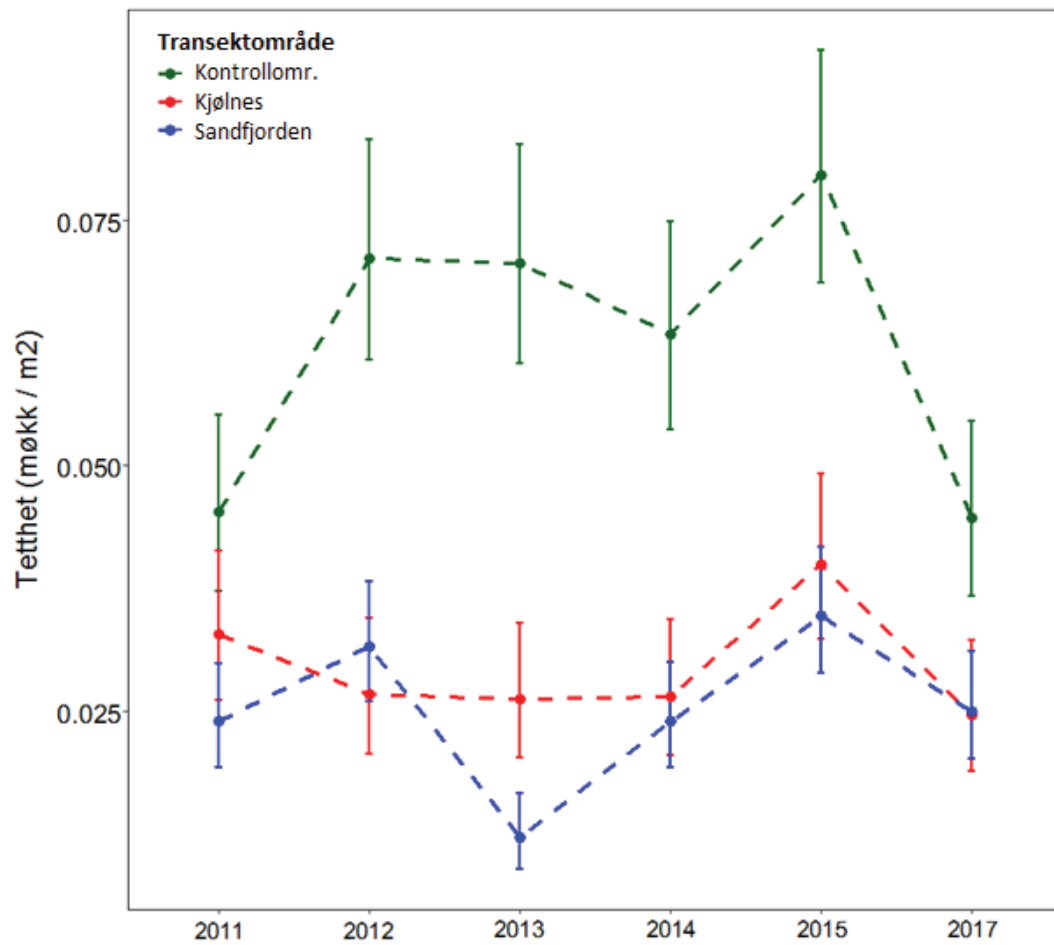
Figur 5: Endringen i tetthet av møkk i transektområdene mellom før-fasen, anleggsfasen og driftsfasen. Gjennomsnittlig tetthet med standardfeil (GLM, family = quasipoisson, ggplot).

Fra år til år

Testområdene Kjølnes og Sandfjorden hadde lavere tetthet av møkk enn kontrollområdet i 2011 (hhv. $p = 0.039$ og $p < 0.001$, tabell 4, figur 6). Reinens bruk av kontrollområdet var høyere i perioden 2012-2015 enn i 2011 ($p \leq 0.011$). I 2017 var bruken lik som i 2011 ($p = 0.932$). I Kjølnes var tettheten av møkk lavere i perioden 2012-2014 enn i 2011 ($p \leq 0.013$), mens det i 2015 var en tendens til økt tetthet ($p = 0.068$). I 2017 var bruken av Kjølnes lik som i 2011 ($p = 0.225$). Tettheten i Sandfjorden var sammenlignet med 2011 lik i 2012 samt perioden 2014-2017 ($p > 0.05$). I 2013 var imidlertid tettheten av møkk lavere ($p < 0.001$).

Tabell 4: Reinsdyrenes arealbruk basert på tetthet av møkk (antall/m², responsvariabel). Analysert ved hjelp av generalisert lineær modell (GLM, family = quasipoisson). Referansen (intercept) er kontrollområdet i 2011.

Forklaringsvariabler	Estimat	Standardfeil	T-verdi	P-verdi
Intercept	-3.095	0.099	-31.362	< 0.001
Kjølnes	-0.321	0.152	-2.111	0.039
Sandfjorden	-0.637	0.148	-4.293	< 0.001
2012	0.452	0.126	3.580	< 0.001
2013	0.446	0.126	3.528	< 0.001
2014	0.337	0.129	2.605	0.011
2015	0.565	0.124	4.571	< 0.001
2017	-0.012	0.140	-0.086	0.932
Kjølnes x 2012	-0.659	0.214	-3.076	0.003
Kjølnes x 2013	-0.671	0.215	-3.120	0.003
Kjølnes x 2014	-0.551	0.216	-2.549	0.013
Kjølnes x 2015	-0.370	0.199	-1.854	0.068
Kjølnes x 2017	-0.276	0.226	-1.224	0.225
Sandfjorden x 2012	-0.178	0.194	-0.912	0.365
Sandfjorden x 2013	-1.124	0.229	-4.907	< 0.001
Sandfjorden x 2014	-0.334	0.203	-1.646	0.104
Sandfjorden x 2015	-0.194	0.190	-1.021	0.311
Sandfjorden x 2017	0.056	0.209	0.267	0.791



Figur 6: Endringen i tetthet av møkk i transektområdene fra år til år. Gjennomsnittlig tetthet med standardfeil (GLM, family = quasipoisson, ggplot).

Arealbruk med hensyn til avstand til adkomstveien

Vegetasjonstypen beite var preferert over alle andre vegetasjonstyper ($p < 0.002$), og ble brukt likt i hele studieperioden ($p \gg 0.05$, tabell 5). I 2011 hadde avstand til veien ingen effekt på reinens arealbruk ($p = 0.302$). Derimot viste reinen unnvikelse fra adkomstveien i anleggsåret 2013, ved at arealbruken økte med avstanden til veien ($p = 0.044$). Det var ingen slik effekt i årene 2012, 2014 og 2015 ($p > 0.05$).

Tabell 5: Arealbruk basert på tetthet av møkk (antall/m², responsvariabel) med hensyn til avstand til adkomstveien og vegetasjon. Analysert ved generalisert lineær blandet effekt modell (GLMM, family = binomial). Transekt er inkludert som tilfeldig faktor for å hensynta variasjon. Referansen (intercept) er vegetasjonstype beite (P) i 2011.

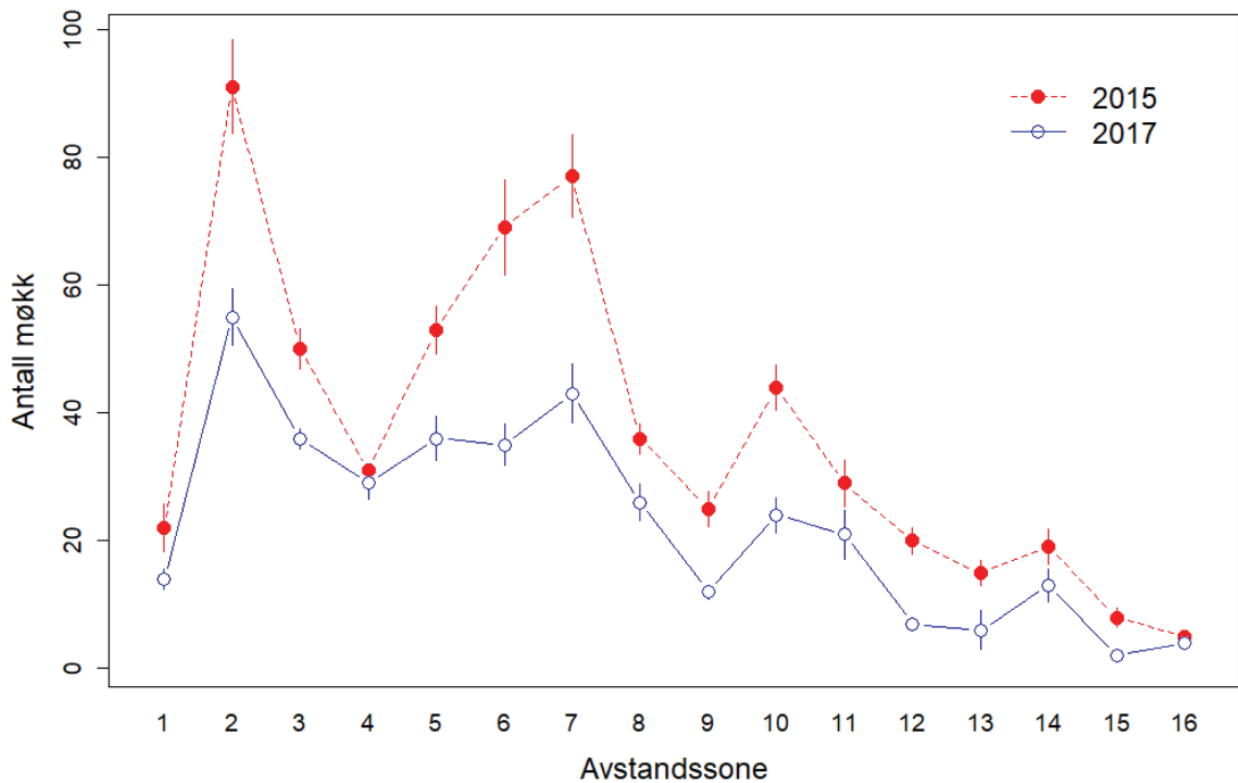
Forklaringsvariabler	Estimat	Standardfeil	Z-verdi	P-verdi
Intercept	0.818	0.105	7.825	< 0.001
Myr (M)	-1.090	0.346	-3.155	0.002
Steinur (R1)	-2.583	0.191	-13.492	< 0.001
Over 75 % stein (R2)	-1.511	0.104	-14.563	< 0.001
Rabbevegetasjon (R3)	-0.501	0.097	-5.157	< 0.001
2012	0.071	0.101	0.703	0.482
2013	0.081	0.102	0.792	0.428
2014	0.015	0.102	0.148	0.883
2015	0.031	0.092	0.336	0.737
Avstand fra adkomstveien	-0.077	0.075	-1.032	0.302
2012 x Avstand	0.148	0.110	1.344	0.179
2013 x Avstand	0.216	0.107	2.018	0.044
2014 x Avstand	0.090	0.108	0.830	0.406
2015 x Avstand	-0.016	0.099	-0.165	0.869

Det var mindre møkk i 2017 enn i 2015 i Kjølnes transektområde ($p < 0.001$, tabell 6).

Tabell 6: Reinsdyrenes arealbruk basert på antall møkk (gjennomsnittlig antall møkk per transekt, responsvariabel). Analysert ved hjelp av generalisert lineær modell (GLM, family = poisson). Referansen (intercept) er Kjølnes i 2015.

Forklaringsvariabler	Estimat	Standardfeil	Z-verdi	P-verdi
Intercept	2.336	0.041	56.700	< 0.001
2017	-0.402	0.067	-6.039	< 0.001

I 14 av 16 avstandssoner var det mindre møkk i 2017 enn i 2015 ($p \leq 0.05$, figur 7). Det var ingen forskjell kun i sone 4 og 16 ($p > 0.05$). I 2015 var det mer møkk i sone 2, 6 og 7 enn i nesten alle andre soner ($p \leq 0.05$, figur 7). I 2017 var det ingen soner som skilte seg ut eksklusivt. Begge år var det mindre møkk i sone 1 enn i sone 2, 3, 5, 6 og 7 ($p \leq 0.05$).



Figur 7: Antall møkk som funksjon av avstand fra adkomstveien i Kjølnes transektområde i 2015 og 2017. Avstandssone 1 = 0-100 m, sone 2 = 100-200 m, ..., sone 16 = 1500-1600 m. Summen av møkk per sone med standardfeil, summert over de fire transektene (lineplot.CI). Ikke-overlappende standardfeil (vertikalt mellom år, horisontalt mellom intervaller) betyr signifikant forskjell ($p < 0.05$).

Diskusjon

Hensikten med denne oppgaven var å undersøke hvordan og i hvilken grad utbyggingen av Raggovidda vindkraftverk medførte endret bruk av omkringliggende barmarksbeite for tamrein i anleggs- og driftsfasen. Særlig også om det mellom første og tredje år av driftsfasen var tegn til tilvenning til turbinene og adkomstveien. Når man studerer reinsdyrs arealbruk over store områder og over lengre tid er det en utfordring å forstå hva som forårsaker endringer i bruken. En rekke faktorer som varierer over tid har vist seg å kunne påvirke reinens habitatvalg, herunder predasjonsrisiko (Frid & Dill, 2002), insektplage (Reimers & Colman, 2006; Skarin, 2007), bestandstetthet (Reimers & Colman, 2006; Strand m.fl., 2017) og beitekvalitet (Skarin m.fl., 2008; Colman m.fl., 2013). Det er også et element av tilfeldighet, der reinens valg av beiteareal ikke alltid kan knyttes til en spesifikk ytre påvirkning (Pape & Löffler, 2015; Colman m.fl., 2016). Reindriften, som også selv kan påvirke hvordan arealene i beitedistriktet brukes, ser det som svært sannsynlig at vindkraftverket her er forklarende faktor for observerte endringer i arealbruk (Colman m.fl., 2016). De mener driftsmønster, beiteforhold og andre potensielle forklaringsvariabler ikke har variert vesentlig gjennom studieperioden, og at dyrenes tilgang til de tilgjengelige beiteområdene i distriktet har vært lik mellom alle år.

Antall rein og antall møkkregistreringer

Variasjonen i antall møkkregistreringer så ut til å samvariere med antall rein i vinterstammen, med unntak av i 2011 og i 2012 (før-fasen) (figur 4). Antall møkk var i 2011 og 2012 henholdsvis vesentlig lavere og vesentlig høyere enn hva man kunne forventet ut fra antall rein. Dette kan si noe om utviklingen i influensområdet sammenlignet med utviklingen i hele populasjonen. Variasjonen i antall møkk kan være resultat av blant annet menneskelig feil og overnevnte naturlige eller tilfeldige forskjeller i habitatvalg mellom år. Tidligere undersøkelser har indikert at andelen møkk som observeres varierer lite med observatøren (Tröger, 2011), noe som også antas å være tilfelle for denne dataserien. I dette studiet ble ikke møkk fjernet fra transektlinjene etter registrering, noe som medfører at møkkanalysene er basert på akkumulerte data. Hvor mye møkk som ligger igjen fra tidligere år har blitt ansett som en ikke-varierende feilkilde, som ikke påvirker resultatene relativt mellom områdene eller mellom år for samme område. Imidlertid kan akkumulering medføre underestimering av unntakseffekter (Skarin, 2008), for eksempel dersom det i anleggsårene ligger igjen mer møkk fra før-fasen, enn det gjør mellom andre år. Tidligere undersøkelser har vist at nedbrytningshastigheten av møkk varierer i ulike habitat, og hovedsakelig basert på fuktighetsgrad (Skarin, 2008). Det kan altså tenkes at varierende nedbørsmengde mellom år er en faktor som burde vært hensyntatt, siden noe av variasjonen i antall møkkregistreringer kan stamme fra varierende nedbrytningshastighet og akkumulering.

Det antas her at variasjonen i antall møkkregistreringer hovedsakelig er forklart av variasjonen i antall rein samt eventuell variasjon i reinens habitatvalg. Habitatvalg og områdebruk er vist å variere med bestandsstørrelse og tetthet, blant annet fordi en større flokk vanligvis vil spre seg over større beitearealer (Reimers m.fl., 2007), og fordi dyrene kan utvise forskjellig beite- og unnvikelsesadferd ved høyere eller lavere tettheter (Skarin m.fl., 2010). Jeg har ikke data for antall rein i transektområdene spesifikt, og kan derav kun argumentere på grunnlag av antall rein i vinterstammen og hvordan disse ser ut til å ha fordelt seg over det tilgjengelige beitearealet i distriktet. Ifølge GPS-data var en høyere andel av de merkede simlene innenfor GPS-studieområdet i 2012 og 2015, sammenlignet med i 2013 og særlig 2014 (anleggsfasen). I 2012 var andelen dyr innenfor studieområdet nesten like høy som i 2015. Samtidig var antall rein i vinterstammen vesentlig lavere, mens antall møkkregistreringer nesten var like høyt (figur 4). Dette kan indikere at en relativt større andel av dyrene oppholdt seg i transektområdene i 2012, og at det derav var mer møkk enn reintallet skulle tilsi. Siden dyrene ble merket først høsten 2011, var GPS-data fra 2011 ikke sammenlignbare i denne sammenheng. Antall møkk i transektområdene i 2011 var lavere enn i anleggsfasen, og bruken av området var tilsynelatende en del lavere enn hva antall rein skulle tilsi.

I perioden 2013-2017 ser antall møkkregistreringer ut til å samvariere med antall rein i vinterstammen, selv om det var stor variasjon i andelen rein innenfor GPS-studieområdet (46-69 %). Dette kan indikere at reinen brukte transektområdene mer tilfeldig før utbyggingen, og relativt jevnere i anleggs- og driftsfasen. Det kan også indikere forholdsvis jevn bruk av transektområdene i forhold til andre tilgjengelige beiteområder innenfor GPS-studieområdet, da antall møkk samvarierer bedre med antall rein i vinterstammen. Videre kan samvariasjonen antyde at møkktellingsmetoden som er brukt i dette studiet fanger opp bestandens bruk av området på en god måte. GPS-dataene er basert på et relativt lavt antall merkede simler, mens møkkdataene representerer arealbruken for hele reinstammen. Resultatene i de følgende delkapitler antas derfor å være representative og ikke fravike vesentlig fra virkeligheten.

Endret arealbruk i transektområdene

Det er klare likhetstrekk mellom adferden viltlevende dyr viser overfor mennesker og adferden de har i møte med rovdyr (Frid & Dill, 2002). I hvilken grad rein skyr inngrep og forstyrrelser kan knyttes til avveininger (trade-offs) mellom predasjonsrisiko og utnyttelsen av næringsressurser. Kostnaden ved å unngå inngrep eller menneskelig aktivitet vil altså variere med kvaliteten av tapt beite, noe som resulterer i variert unnvikelsesrespons (Colman m.fl., 2013). Arealbruk som følge av unnvikelsesrespons kan imidlertid variere med en rekke andre forhold. For eksempel fant Skarin m.fl. (2004) at reinsdyr trosset høy menneskelig aktivitet for å unngå insektplage, og Skarin m.fl. (2010) at tamrein brukte mindre tid til beiting når de var i nærheten av merkede turstier. Responsen er også vist forskjellig hos

individer av ulikt kjønn og til ulike tider på året (Reimers & Colman, 2006; Vistnes & Nellemann, 2008; Skarin m.fl., 2008; Colman m.fl., 2016). Generelt virker det som graden av unnvikelseeffekter avhenger av mengden menneskelig aktivitet (Colman m.fl., 2013; Strand m.fl., 2015; Eftestøl m.fl., 2016), og korrelerer positivt når aktiviteten er tilknyttet en infrastruktur (Skarin m.fl., 2008; Anttonen m.fl., 2011; Strand m.fl., 2015). Å ha tilgang til store beitearealer muliggjør dynamisk områdebruk, i tillegg til at kostnaden ved å unngå områdene med økt predasjonsrisiko reduseres (Reimers m.fl., 2007; Flydal m.fl., 2017). Dersom det finnes alternative habitater kan en utbygging resultere i at reinen forlater området eller reduserer bruken av store omkringliggende beiteområder (Flydal m.fl., 2017). Tettheten og beitetrykket i resterende tilgjengelige områder vil da sannsynligvis øke, avhengig av næringsressursene i de alternative områdene (Strand m.fl., 2017; Flydal m.fl., 2017).

Reinens bruk av testområdene ble sammenlignet med bruken av kontrollområdet for å se om dyrene endret sitt bruksmønster i anleggsfasen og/eller driftsfasen. Endringer i arealbruk i løpet av periodene før, under og etter utbyggingen ble undersøkt ved å analysere forskjellen i tetthet av møkk (tabell 3, figur 5). Analysene viste at testområdene Kjølnes og Sandfjorden hadde lavere tetthet av møkk enn kontrollområdet ($p < 0.001$), og at det i Sandfjorden var redusert bruk i anleggsfasen ($p = 0.004$). Det var ingen signifikante endringer i reinens bruk av kontrollområdet eller Kjølnes mellom før-fasen, anleggsfasen og driftsfasen ($p > 0.05$). Det kan av figur 5 se ut til å ha vært en tendens til økt bruk av kontrollområdet samtidig med redusert bruk av testområdene i anleggsfasen, men dette er det ikke statistisk hold for. For å se nærmere på endringene i løpet av fasene ble det gjort en separat analyse av forskjellen i tetthet av møkk fra år til år (tabell 4, figur 6). Kjølnes og Sandfjorden hadde også her lavere tetthet av møkk enn kontrollområdet gjennom hele studieperioden ($p \leq 0.039$). Til forskjell fra analysen nevnt over, ble det her vist høyere tetthet i kontrollområdet mellom 2012 og 2015 enn i 2011 ($p \leq 0.011$). I Kjølnes var tettheten av møkk lavere i 2012, 2013 og 2014 enn i 2011 ($p \leq 0.013$), mens den var lavere i Sandfjorden kun i 2013 ($p < 0.001$). I alle transektområdene var bruken lik i 2017 som i 2011, og i testområdene var den også lik i 2015 ($p > 0.05$).

Fra analyseresultatene kan det trekkes frem flere endringer i bruksmønster som kan være relevante for fremtidige forvaltningsspørsmål. Sistnevnte modell viste redusert bruk av testområdene i anleggsfasen, samtidig som bruken av kontrollområdet økte. Dette indikerer at vindkraftutbyggingen medførte unnvikelseeffekter i anleggsfasen (i 0-4 km avstand), og at reinen prefererte andre beitearealer i denne perioden. At kontrollområdet generelt brukes mer enn testområdene antas å være fordi førstnevnte har mer vegetasjonsdekke og bedre beitekvalitet. Dette er i tråd med tidligere undersøkelser som har vist at beitekvalitet er en betydelig forklaringsvariabel for reinens arealbruk (Skarin m.fl., 2008; Colman m.fl., 2013). De relativt høye tetthetene i 2015 antas å kunne ses i sammenheng med et høyere antall dyr i stammen sammenlignet med 2014 og 2017 (tabell 1), i tillegg til at en forholdsvis høy andel av dyrene var innenfor GPS-studieområdet. I fase-modellen var det kun unnvikelseeffekter i Sandfjorden, mens

det i år-modellen var unnvikelseseffekter i Kjølnes i 2013 og 2014, og i Sandfjorden i 2013. Effekten i Sandfjorden var tilsynelatende større. Kjølnes transektområde ligger ved og over adkomstveien (0-1.6 km unna), mens Sandfjorden ligger i en kupert li på nordøstsiden av plataet, 0.6-3.6 km unna adkomstveien og vindkraftverket (figur 3). Dette kunne antydnet at selve anlegget medførte større unnvikelseseffekter enn adkomstveien, men ifølge Colman m.fl. (2016) ble ikke turbinene oppført før i 2014. Det er usikkert hvorfor unnvikelseseffektene i Kjølnes kun kom frem av modellen for endringen mellom år. Analyser over lengre tidsintervaller (perioder eller faser) kan tenkes å maskere statistiske sammenhenger og forskjeller på kortere tidsskala. At det var lavere tetthet i kontrollområdet i 2011 sammenlignet med i hele før-fasen kan ha hatt betydning.

Det har blitt vist at fluktpresponsen hos rein varierer med mengden forstyrrelser de tidligere har blitt utsatt for, noe som kan indikere at dyrene tilvennes for eksempel menneskelig aktivitet (Klein, 1971; Colman m.fl., 2001; Reimers m.fl., 2010). Av figur 6 ser det ut til at bruken av kontrollområdet har avtatt vesentlig mer enn bruken av testområdene mellom 2015 og 2017, altså mellom første og tredje år av driftsfasen. Dette indikerer avtagende unnvikelseseffekter i testområdene, og at dyrene gradvis har blitt tilvendt anlegget og adkomstveien. Ifølge år-modellen var tettheten i testområdene lik med 2011 både i 2015 og 2017. Dette underbygger overnevnte antagelse, og kan tolkes som at vindkraftverket ikke har medført unnvikelseseffekter i driftsfasen. Det bør også fremheves at bruken av transektområdene i 2017 var på samme nivå som før utbyggingen, på tross av at antall rein i distriktet var vesentlig lavere.

Arealbruksanalysen basert på GPS-data viste redusert bruk av nordlige og nordvestlige områder i anleggsfasen (vindkraftverkets nærområde), og at antall dyr som trakk i sirkel rundt Raggovidda var redusert (Colman m.fl., 2016). Anleggsarbeidet kan ha hatt barriereeffekter i 2013 og 2014 som har medført at reinen valgte andre trekkruiter disse årene. Dette kan bidra til å forklare de lavere tetthetene i Kjølnes og Sandfjorden i anleggsfasen, da sirkeltrekket gikk gjennom begge testområdene. I motsetning til møkkdataene har GPS-data vist at reinens bruk av områdene nær infrastrukturen var redusert i flere kilometers avstand våren og høsten 2015 sammenlignet med før-fasen (Colman m.fl., 2016). Fordelen med GPS-data er at det gir detaljerte opplysninger om hvordan de merkede dyrene bruker studieområdet til enhver tid, samt grunnlag for å kunne se på variasjon i bruksmønster mellom årstidene. Sistnevnte er av betydning i forvaltningssammenheng fordi reinen har forskjellig nærings- og arealbehov gjennom året, for eksempel i kalvingsperioden (Colman m.fl., 2016). GPS-data gir imidlertid kun data fra de merkede dyrene, mens det å registrere fordelingen av reinmøkk i terrenget (møkkteiling) gjenspeiler hvordan en hel flokk har brukt et område over en lengre tidsperiode. Områdene med møkktransekter er dog som oftest mindre enn områder det hentes GPS-data fra, og en kombinasjon av disse metodene kan antas å gi et godt bilde av den faktiske situasjonen.

Tidligere undersøkelser har vist varierende grad av unnvikelseseffekter hos rein under og etter en utbygging, til tross for relativt like forhold og feltmetodikk. Flydal m.fl. (2017) fant at tolv studier hittil

har brukt et før-etter studiedesign for å undersøke effektene, og det er disse jeg anser for sammenlignbare. Mine resultater er i tråd med tre av disse (Colman m.fl., 2013; Colman m.fl., 2015; Nellemann m.fl., 2003), der det ble funnet negative effekter kun i anleggsfasen når det var høy menneskelig aktivitet, og ingen effekter i driftsfasen. Av de resterende ni fant én ingen effekter og åtte negative effekter både i anleggs- og driftsfasen (Flydal m.fl., 2017). Imidlertid hadde kun to av tolv inkludert et kontrollområde (Colman m.fl., 2013 og Nellemann m.fl., 2003). I analyser av arealbruk må det tas hensyn til potensielle bakenforliggende årsaker (confounding factors) for å oppnå objektive og riktige resultater med hensyn til unnvikelseeffekter (Colman m.fl., 2017). Særlig er høyde over havet, vegetasjonstype og beitekvalitet kjent for å kunne påvirke arealbruken, men også naturlig og tilfeldig variasjon, topografi, nærhet til annen infrastruktur og ulik adferd mellom flokker er av betydning (Strand m.fl., 2017).

Endret arealbruk med hensyn til avstand til adkomstveien

Reinens bruk av transektlinjene i Kjølnes ble sammenlignet mellom år for å se nærmere på hvordan bruken varierte med avstand til adkomstveien. Tidligere studier har vist at anleggsarbeid kan påvirke rein slik at arealbruken endres i opptil flere kilometer fra anleggsarbeidet. Førdataene viste at selve anleggsområdet var lite brukt annet enn som luftingsområde, men at nærområdene og områdene langs adkomstveien var viktige, både som beiteområder og trekkrute (Colman m.fl., 2016). Analysene viste at avstanden til der adkomstveien skulle bygges ikke hadde effekt på reinens arealbruk i 2011 ($p = 0.302$, tabell 5). Derimot viste reinen unnvikelse fra adkomstveien i anleggsåret 2013, ved at arealbruken økte med avstand til veien ($p = 0.044$). Det var ingen slik effekt i 2014 eller 2015 ($p > 0.05$). På grunnlag av møkktellingene i 2011-2015 utarbeidet Colman m.fl. (2016) en modell for relativ sannsynlighet for å finne reinmøkk ulike år avhengig av avstand til vindparkveiene. Denne indikerte at bruken av områdene nærmest adkomstveien også var noe redusert i 2014, men at den var mest redusert i 2015 (se figur 20 i Colman m.fl., 2016). Videre varierte sannsynligheten i stor grad både mellom avstander og mellom år.

Det var mindre møkk i transektområdet i 2017 enn i 2015 ($p < 0.001$, tabell 6). Dette kunne indikert mindre bruk av Kjølnesområdet i 2017, men må sees i sammenheng med at antall rein i vinterstammen var lavere (tabell 1), og at andelen rein innenfor GPS-studieområdet var relativt høy i 2015. Sannsynligvis som en følge av dette var det også mindre møkk i 14 av 16 avstandssoner i 2017 enn i 2015 ($p \leq 0.05$, figur 7). Det var ingen forskjell kun i sone 4 og 16 ($p > 0.05$). Figur 7 indikerer stor variasjon i tetthet mellom de forskjellige avstandssonene, men at trenden begge år er relativt lik. I 2015 var det mer møkk i sone 2, 6 og 7 enn i nesten alle andre soner, mens det i 2017 ikke var noen soner som skilte seg ut eksklusivt. Begge år var det mindre møkk i sone 1 (0-100 m) enn i sonene 100-300 og 400-700 m unna veien ($p \leq 0.05$). Figur 7 viser at områdene nærmere enn 100 meter fra adkomstveien

er betydelig mindre brukt enn tilstøtende områder, og indikerer en tydelig unnvikelseeffekt på liten geografisk skala, fortsatt i driftsfasen. Dette er samme effekt som Colman m.fl. (2013) fant ved undersøkelsen av Kjøllefjord vindpark. Adkomstveger vil kunne fragmentere beiteområder (Strand m.fl., 2017), og medfører vanligvis økt ferdsel og økt tilgjengelighet til områdene rundt (Colman m.fl., 2013). Adkomstveien til Raggovidda er stengt med bom, og det antas at veien ikke har medført betydelig mer menneskelig aktivitet i området. Utviklingen mellom 2015 og 2017 er vanskelig å vurdere fordi tetthetene generelt var høyere førstnevnte år, men trenden over sonene ser ut til å være noenlunde lik. Det kan imidlertid se ut om antall møkk i sone 1 var relativt mye lavere i forhold til tilstøtende soner i 2015, sammenlignet med 2017. Dette kan indikere en gradvis tilvenning til veien. Strand m.fl. (2015) fant at reinsdyr har en tilsynelatende naturlig arealbruk vinterstid når veger er vinterstengt, og det er nærliggende å tro at reinen over tid også kan tilvennes lite brukte adkomstveier sommerstid. Brorparten av forskningsaktiviteten på veier er rettet mot villrein, og unnvikelseeffekter relatert til adkomstveier i tamreinbeiter bør undersøkes nærmere.

Colman m.fl. (2013) fant at fordelingen av rein i nærheten av et vindkraftverk fulgte fordelingen av høy beitekvalitet, med unntak av unnvikelsesadferd mot menneskelig aktivitet, predatorer og insektplage. Dette var i tråd med tidligere undersøkelser av Reimers og Colman (2006), Reimers m.fl. (2006) og Stankowich (2008). At arealbruk i hovedsak følger fordelingen av beitekvalitet kan bidra til å forklare den store variasjonen i antall møkk (og sannsynlighet for bruk) mellom avstandssonene. At tettheten i sone 4 var lav sammenlignet med omkringliggende soner, og like lav i 2015 som i 2017, kan indikere at deler av arealene innenfor denne ikke er egnet som beiteområde. Imidlertid kan beitekvaliteten i sone 2, 6 og 7 være god, og sonene preferert fordi de også ligger langt nok unna adkomstveien til at risikoen for predasjon veies opp av økt næringstilgang (Colman m.fl., 2013). Tettheten av møkk er relativt lav i sonene lengst unna vindparken (figur 7), noe som trolig kan ses i sammenheng med økende innslag av steinur og lav beitekvalitet.

For å studere endringer i bruk av områdene nærmest veien (f.eks. inntil 500 m unna), kunne en inndeling i flere kortere avstandssoner vært hensiktsmessig. Imidlertid er undersøkelser på så liten skala sannsynligvis mer utsatt for feilvurderinger grunnet naturlig og tilfeldig variasjon, herunder variasjon i beitekvalitet. En referanselinje lik gjennomsnittlig tetthet i avstandssonen kunne vært lagt til for å illustrere om bruken i avstandssonene var høyere eller lavere enn gjennomsnittet. Mest relevant ville det vært å sammenligne med sannsynlighet for bruk basert på beitekvalitet, men effekten av vegetasjon er som nevnt ikke inkludert i denne oppgavens analyser.

Modellkritikk og feilkilder

Unnvikelseeffekter er meget vanskelig å teste for, da det som regel er en rekke andre faktorer inne i bildet som gjør det vanskelig å tolke årsakssammenhenger korrekt (Theobald m.fl., 1997). Mindre bruk av et område betyr ikke nødvendigvis at reinen unngår dette, kun at det kanskje prefererer andre områder istedenfor. Mellomårlig variasjon kan også bare være et resultat av tilfeldig variasjon eller naturlig variasjon som følge av værforhold, bestandstetthet, insektplage eller nivået av menneskelig aktivitet. Det er derfor sentralt i studier av arealbruk hos rein at det velges et studiedesign som hensyntar naturlige fluktasjoner og potensielle bakenforliggende årsaker (confounding factors), og en geografisk og tidsmessig skala som gir et representativt bilde av de faktiske endringene (Reimers & Colman, 2006; Bartzke m.fl., 2014; Colman m.fl., 2017). Det er stor heterogenitet i funnene fra studier av storskala responser hos reinsdyr relatert til en ny infrastruktur, til tross for relativt like lokale forhold og studiemetodikk (Flydal m.fl., 2017). Forskjellige resultater er også funnet i studier av samme populasjon og for samme type infrastruktur (f.eks. Colman m.fl., 2015 vs. Nellemann m.fl., 2003).

Dette studiet er det første på rein og vindkraft med et fullverdig «before-after-control-impact» (BACI) studiedesign. En BACI-studie antas å kunne gi pålitelige resultater for om lav arealbruk nær utbygginger reflekterer faktisk unnvikelse (Bartzke m.fl., 2014; Colman m.fl., 2017), men er også meget ressurskrevende da datainnsamlingen vanligvis foregår over en lang tidsperiode. I dette prosjektet ble det ikke gjennomført møkktelling i 2016, noe som kan ha påvirket mine resultater for unnvikelsesadferd i driftsfasen. Ifølge reindriftsnæringen har unnvikelseeffekten fra anleggsfasen vedvart i 2015 og delvis blitt sterkere i 2016 (Colman m.fl., 2016). Jeg finner ikke støtte for dette i tilgjengelige møkkdata, og har heller ikke hatt mulighet til å analysere effekten i sistnevnte år. Konklusjonen basert på mine undersøkelser kan derfor vise seg å fravike de konklusjoner prosjektgruppen trekker basert på både møkk- og GPS-data i sine endelige prosjektanalyser. Vitenskapelig sett er heller ikke to år med data fra driftsfasen tilstrekkelig til å trekke endelige konklusjoner om driftsfasen (Jonathan E. Colman, pers. med.). Imidlertid vil resultatene kunne indikere trender i utviklingen av arealbruken i påvente av en endelig analyse for flere år med etter-data.

De tre transektområdene dekker kun en liten andel av det tilgjengelige beiteområdet i distriktet, og det kan stilles spørsmål ved om kontrollområdet er lagt langt nok unna til at bruken av arealene ikke er påvirket av utbyggingen. Dersom man kun ser på arealbruk og adferd innenfor noen få kilometer av utbyggingen kan man risikere å inkludere kun de dyrene som helt eller delvis er tilvendt strukturene samt menneskelig aktivitet (Strand m.fl., 2017). Det samme kan gjelde dersom studieområdet (inkludert kontrollområdet) ikke ligger lenger unna enn at turbinene er i syne fra store deler av det, eller adkomstveien ligger slik til at barriereeffekter kan hindre dyrenes tilgang til deler av studieområdet. Ved å kun se på arealbruk i en liten del av de tilgjengelige beiteområdene, kan man gå glipp av endringer i

arealbruk på større skala som har innvirkning på arealbruken som observeres i studieområdet (Strand m.fl., 2017). Det antas imidlertid her at møkkdataene har vært representative for hvordan hele reinstammen har brukt områdene, blant annet på grunn av tendensen til samvariasjon mellom antall rein i vinterstammen og antall møkkregistreringer påfølgende høst.

Selv om områdene nær utbyggingen er mindre brukt av dyrene i anleggsfasen, er ikke dette nødvendigvis forårsaket av utbyggingen i seg selv. De varierende resultatene mellom sesonger og år i prosjektets foreløpige sluttrapport indikerer at forklaringsvariabler som vær (vekstsesong) og insektplage har hatt ulik betydning mellom år, og har påvirket preferansen av ulike høydelag og forskjellige beiteområder (Colman m.fl., 2016). Videre kan forskjeller i driftsmønster mellom år ha påvirket den reelle tilgjengeligheten til områdene i beitedistriktet, eller sannsynligheten for bruk basert på endrede vandringsmuligheter. Reindriften har imidlertid oppgitt at driftsmønster, beiteforhold og andre potensielle forklaringsvariabler ikke har variert vesentlig gjennom studieperioden, og at dyrenes tilgang til de tilgjengelige beiteområdene i distriktet har vært lik mellom alle år. Det er ikke funnet resultater i GPS-analysene eller mine undersøkelser som indikerer at dette ikke stemmer. Basert på egne resultater er det likevel vanskelig å si noe sikkert om forekomsten og graden av unnavikelseeffekter. For å få et sikkert bilde av årsakssammenhengene burde også forklaringsvariabler som værforhold, beitekvalitet, terrengets helningsvinkel, avstand til annen infrastruktur og vindkraftverkets synlighet i terrenget inkluderes i analysene.

Relevans for forvaltningsspørsmål og videre forskningsbehov

Kunnskapsbasert forvaltning betinger at samfunnet har tilgang til oppdatert og tilstrekkelig kunnskap. Det fordres også at kunnskapen er tilgjengelig, og at den er forstått og akseptert av brukere og beslutningstakere (Strand m.fl., 2017). Tekniske inngrep i samiske områder og i villreinens leveområder er ofte svært konfliktfylte, og samfunnets utbyggingsinteresser står ofte i kontrast til næringsmessige, kulturelle og bevaringsmessige hensyn (Strand m.fl., 2015). I slike situasjoner kan forskningsresultater, i tillegg til å gi bedre beslutningsgrunnlag for en bærekraftig utvikling, også virke konfliktdependende eller forebyggende. Hvordan behovet for økt produksjon av fornybar energi veies mot hensynet til reindriften blir stadig en viktigere diskusjon. Dette i sammenheng med den pågående diskusjonen om «steg for steg» nedbygging av norsk natur og irreversible effekter på lokale økosystemer. Forvaltningsmyndighetenes beslutninger om tildeling av konsesjon skal skje i samråd med naturmangfoldlovens prinsipper (Naturmangfoldloven, 2009, § 8-12), deriblant med hensyn til føre-var-prinsippet og samlet belastning. Kunnskapsgrunnlaget det refereres til i § 8 skal bygge på vitenskapelig kunnskap om effekten av påvirkninger, men også erfaringsbasert kunnskap fra samisk bruk skal vektlegges.

Tidligere forskning på tekniske inngrep og forstyrrelser har vist at et vindkraftverk alltid har potensial til å medføre negative effekter for miljø og samfunn (Strand m.fl., 2017). Forskningsaktiviteten har ført til at vi i dag har bedre kunnskap om effekten på reinsdyr og reinnæringen, men konklusjonene har ikke vært uniforme. Resultatene har vist at rein er sårbare overfor inngrep og forstyrrelser, men at forekomsten og graden av unnvikelse varierer med lokale forhold (Strand m.fl., 2017). Det er derfor viktig at fremtidige studier planlegges og gjennomføres på en slik måte at det kan trekkes relativt sikre konklusjoner og styrke kunnskapsgrunnlaget. Der det er mulig bør fremtidige studier gjennomføres med BACI-studiedesign for å kontrollere for naturlige og tilfeldige variasjoner mellom år, og eventuelle forskjeller i adferd fra tiden før inngrepet. Det bør særlig etterstrebis å studere virkningene av utbyggingen over flere år i driftsfasen, da det er slik de reelle og langvarige effektene av en vindkraftutbygging kan avdekkes.

Jeg fant at bruken av begge transektområdene nær vindkraftanlegget var redusert i anleggsfasen, noe som var i tråd med at GPS-resultatene viste redusert bruk av sirkeltrekket rundt Raggovidda. Ifølge reindriften har utbyggingen på Raggovidda medført økt arbeidsmengde i form av mer aktiv gjeting og tilsyn både i anleggs- og driftsfasen sammenlignet med før-fasen (Colman m.fl., 2016). Dette har vært i forbindelse med at dyrene har trukket raskere sørover i beitedistriktet enn normalt, og reindriftsutøverne har måttet drive dem nordover igjen for å utnytte beiten optimalt. At tekniske inngrep fører til mindre bruk av ellers gode beiteområder kan medføre økonomisk tap for reindriften, både i form av økte driftsutgifter og at redusert beiteareal og næringsgrunnlag fører til at antall rein må reduseres. I likhet med en lignende studie av Kjøllefjord vindpark (Colman m.fl., 2013), fant jeg unnvikelseeffekter i opptil 100 meter fra adkomstveien. Dette kan være relevant for senere beslutninger om hvor adkomstveiene til vindkraftanleggene plasseres. Dersom de legges gjennom områder med lav beitekvalitet eller områder som uansett er lite brukt av reinen, kan dette redusere tapet av næringsressurser. En slik detaljplanlegging krever gode arealbruksdata for førsituasjonen, eller bør gjøres i samarbeid med reindriftsutøverne.

Det finnes mye erfaringsbasert og lokal kunnskap hos reindriften vedrørende arealtap, fragmentering, unnvikelse og barriereeffekter. Reinsdyrenes dynamiske arealbruk samt ulike driftsforhold og -praksis i reindriften gjør at det ofte kan være viktige faktorer som vanskelig lar seg kontrollere når en skal teste effektene av inngrep og forstyrrelser (Strand m.fl., 2017). Brukt på riktig måte kan integrering av kulturell kunnskap være viktig i utformingen og planleggingen av nye forskningsprosjekter, særlig for at resultatene skal kunne bli relevant for brukerne og for at prosjekter skal kunne designes og gjennomføres på en måte som gir relevante resultater i forvaltningssammenheng (Strand m.fl., 2017). Det bør tilstrebes at denne kunnskapen også innhentes tidlig i planleggingsfasen av nye inngrep for å redusere effektene av utbyggingen og begrense potensielle konflikter. Det bør være en målsetning for

fremtidig forskning å utnytte den lokale og erfaringsbaserte kunnskapen så godt som mulig, og at en gjennom en slik innsats fremskaffer et kunnskapsgrunnlag som er så fullstendig som mulig.

Brorparten av forskningsaktiviteten innen å begrense utbyggingseffektene har vært rettet mot avbøtende tiltak, slik som å hindre økt ferdsel langs nye veier for å redusere graden av menneskelig aktivitet (Strand m.fl., 2017). Avbøtende tiltak er et viktig element når det skal settes vilkår for konsesjonstildeling, men også kompensierende tiltak burde i større grad vurderes. Dette kan for eksempel innebære at det kompenseres for negative effekter ved å forbedre beite- og vandringsmuligheter i andre deler av området, hvor det er mer hensiktsmessig eller ressursmessig lønnsomt å iverksette tiltak (Strand m.fl., 2017). Slik kan den samlede effekten av hver enkelt utbygging reduseres, og videre den totale effekten av alle inngrep i området. I sammenheng med økt satsning på vindkraft og et stadig økende behov for god infrastruktur, er samlet belastning et viktig element det bør forskes mer på for å finne gode løsninger.

For å videre styrke kunnskapsgrunnlaget om effektene av inngrep på arealbruk hos rein, er det behov for flere studier over tilstrekkelig geografisk og tidsmessig skala, der også hensynet til potensielle bakenforliggende årsakssammenhenger ivaretas. Et godt kunnskapsgrunnlag er viktig for å kunne fatte gode beslutninger i planleggingsfasen av nye inngrep. Mine undersøkelser er et ledd i utviklingen av dette, og tilføyer viktig informasjon om unntakseffekter i nærheten av et vindkraftverk og tilhørende strukturer.

Konklusjon

Basert på egne resultater og tidligere undersøkelser kan det i et føre-var-perspektiv ikke utelukkes at vindkraftutbygginger medfører negative konsekvenser for reindriften, selv i driftsfasen. Dette gjelder spesielt dersom adkomstveien eller selve anlegget berører gode beiter eller viktige trekkruiter. Jeg fant at utbyggingen av Raggovidda vindkraftverk har hatt en effekt på tamreinens bruk av det omkringliggende barmarksbeitet. Sammenlignet med før utbyggingen, var det i 2013 og 2014 (anleggsfasen) redusert bruk av transektområdene nær vindkraftverket og økt bruk av kontrollområdet. Dette indikerer unnvikelseseffekter i 0-4 km avstand fra utbyggingen i anleggsfasen, og at reinen valgte å bruke andre beitearealer istedenfor. Ifølge GPS-dataene var bruken av sirkeltrekket rundt Raggovidda redusert, noe som kan forklare de lavere tetthetene i testområdene. I alle transektområdene var bruken i 2017 tilbake på samme nivå som før utbyggingen, og i testområdene var den også lik i 2015. Dette indikerer at unnvikelseseffektene ikke har vedvart i driftsfasen, noe som delvis underbygger hypotesen om at rein kan bli vant med strukturene og gradvis faller tilbake til samme bruksmønster. At variasjonen i antall møkkregistreringer i hovedsak så ut til å samvariere med antall rein i vinterstammen, kan vitne om at feltmetodikken (møkkelling i transekter) fanger opp bestandens bruk av området på en god måte.

Reinen viste unnvikelsesadferd overfor adkomstveien i anleggsåret 2013, ved at arealbruken økte med avstand til veien. Det var ingen slik generell effekt i første år av driftsfasen, men det var i både 2015 og 2017 vesentlig mindre bruk av områdene 0-100 m fra adkomstveien i forhold til områder 100-300 og 400-700 m unna. Samme effekt ble funnet i studiet av Kjøllefjord vindpark i 2013. Utviklingen fra 2015 til 2017 var vanskelig å vurdere på grunn av generelt høyere tettheter i 2015, sannsynligvis som følge av et høyere reintall. Det så imidlertid ut til at denne småskala effekten var noe lavere i 2017, noe som kan indikere gradvis tilvenning til veien. Dette regnes dog ikke som en betydelig unnvikelseseffekt. At en vindkraftutbygging kun medfører negative effekter i anleggsfasen er i tråd med tre av tolv tidligere studier som ble dømt sammenlignbare i en fersk artikkel nå inne til vurdering. Vitenskapelig sett er ikke to med data fra driftsfasen tilstrekkelig til å trekke endelige konklusjoner om driftsfasen. Imidlertid kan resultatene indikere trender i utviklingen av arealbruken i påvente av en endelig analyse for flere år med etter-data. For å videre styrke kunnskapsgrunnlaget om effektene av inngrep på arealbruk hos rein, er det behov for flere studier over tilstrekkelig geografisk og tidsmessig skala, der også hensynet til potensielle bakenforliggende årsakssammenhenger ivaretas. Et godt kunnskapsgrunnlag er viktig for å kunne fatte gode beslutninger i planleggingsfasen av nye inngrep.

Litteratur

- 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): 1-14
- Artsdatabanken. (u.å.). *Bioklimatisk utbredelse*. Tilgjengelig fra <https://www.artsdatabanken.no/Pages/205795> (lest 09.05.2018).
- Bartzke, G.S., May, R., Bevanger, K., Stokke, S. & Røskoft, E. (2014). The effects of power lines on ungulates and implications for power line routing and rights-of-way management. *International Journal of Biodiversity and Conservation*, 6 (9): 647-662.
- 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 (2): 477-482.
- Colman, J.E., Eftestøl, S., Tsegaye, D., Flydal, K. & Myrsterud, A. (2013). Summer distribution of semi-domesticated reindeer relative to a new wind-power plant. *European Journal of Wildlife Research*, 59: 359-370.
- Colman, J.E., Eftestøl, S., Tsegaye, D., Flydal, K. & Rannestad, O.T. (2016). *Raggovidda vindpark. Sluttrapport – Effekter av vindparken på frittgående tamrein*. Universitetet i Oslo: Institutt for biovitenskap.
- Colman, J.E., Jacobsen, B.W. & Reimers, E. (2001). Summer response distances of Svalbard reindeer (*Rangifer tarandus platyrhynchus*) to provocation by humans on foot. *Wildlife Biology*, 7 (4): 275-283.
- Eftestøl, S, Tsegaye, D., Flydal, K & Colman, J.E. (2016). From high voltage (300 kV) to higher voltage (420 kV); reindeer avoid construction activities, but not power lines themselves. *Polar Biology*, 39 (4): 689-699.
- EU-kommisjonen. (2017). *Proposal for a Directive of the European Parliament and of The Council on the promotion of the use of energy from renewable sources (recast)*. Tilgjengelig fra: [http://eur-lex.europa.eu/legal-content/EN/TXT/?uri=CELEX:52016PC0767R\(01\)](http://eur-lex.europa.eu/legal-content/EN/TXT/?uri=CELEX:52016PC0767R(01)) (lest 09.05.2018).
- Finnmark fylkeskommune. (2013). *Regional vindkraftplan for Finnmark 2013-2025*. Tilgjengelig fra: https://www.ffk.no/f/p10/i0561fe77-5dfb-4775-9597-554ad74af46b/regional_vindkraftplan_for_finnmark_trykket_versjon_m-omslag.pdf (lest 09.05.2018).
- Flydal, K., Tsegaye, D., Eftestøl, S., Reimers, E. & Colman, J.E. (2017). *Rangifer within areas of human influence - understanding effects in relation to spatio-temporal scales* [manuskript innsendt for publisering].
- FNs generalforsamling. (2015). *Transforming our world: the 2030 Agenda for Sustainable Development. Resolution adopted by the General Assembly (A/RES/70/1)*. Tilgjengelig fra: http://www.un.org/en/ga/search/view_doc.asp?symbol=A/RES/70/1 (lest 09.05.2018).
- Frid, A. & Dill, L.M. (2002). Human-caused disturbance stimuli as a form of predation risk. *Conservation Ecology*, 6 (1).

- Holand, Ø. (2003). *Reindrift – Samisk næring i brytning mellom tradisjon og produksjon*. Oslo: GAN Forlag AS.
- Klein, D.R. (1971). Reaction of reindeer to obstructions and disturbances. *Science*, 173: 393-398.
- Landbruksdirektoratet. (2017). *Ressursregnskap for reindriftsnæringen. For reindriftsåret 1.april 2016 – 31. mars 2017*. Rapport 29-2017. Tilgjengelig fra: https://www.landbruksdirektoratet.no/no/reindriften/for-siidaandeler/publikasjoner/_attachme-nt/68092?_ts=16131d3e1e8&download=true (lest 09.05.2018).
- Long, A.M., Colón, M.R., Bosman, J.L., Robinson, D.H., Pruett, H.L., McFarland, T.M., Mathewson, H.A., Szewczak, J.M., Newnam, J.C. & Morrison, M.L. (2017). A before-after control-impact assessment to understand the potential impacts of highway construction noise and activity on an endangered songbird. *Ecology and Evolution*, 7 (1): 379-389.
- Meld. St. 25 (2015-2016). *Kraft til endring – Energipolitikken mot 2030*.
- Miljødirektoratet. (u.å.). *Inngrepsfrie naturområder i Norge*. Tilgjengelig fra <http://inonkart.miljodirektoratet.no/inon/kart> (lest 09.05.2018).
- Morrison, M.L., Block, W.M., Strickland, M.D., Collier, B.A. & Peterson, M.J. (2008). *Wildlife Study Design*. 2. utg. New York: Springer.
- Naturmangfoldloven. *Lov 19. juni 2009 nr. 100 om forvaltning av naturens mangfold*.
- Nellemann, C., Vistnes, I., Jordhøy, P., Strand, O. & Newton, A. (2003). Progressive impact of piecemeal infrastructure development on wild reindeer. *Biological Conservation*, 113 (2): 307-317.
- NORWEA & Energi Norge. (u.å.). *Politiske vedtak*. Tilgjengelig fra: <http://www.vindportalen.no/Vindportalen-informasjonssiden-om-vindkraft/Lover-og-forskrifter/Politiske-vedtak> (lest 09.05.2018).
- NOU (2012:9). *Energiutredningen – verdiskaping, forsyningssikkerhet og miljø*.
- NVE. (2001). *Vindressurser i Norge*. Rapport 16-2001. Oslo: NVEs hustrykkeri.
- NVE. (2004). *Vindkraft og reindrift*. Rapport 10-2004. Tilgjengelig fra: http://publikasjoner.nve.no/oppdragsrapportA/2004/oppdragsrapportA2004_10.pdf (lest 09.05.2018).
- NVE. (2009). *Vindkart for Norge*. Rapport 9-2009. Oslo: NVEs hustrykkeri.
- NVE. (2018). *Vindkraft – produksjon i 2017*. Rapport 10-2018. Oslo: NVEs hustrykkeri.
- Olje- og energidepartementet. (2017). *Kraftproduksjon*. Tilgjengelig fra: <https://energifaktanorge.no/norsk-energiforsyning/kraftforsyningen/> (lest 09.05.2018).
- Pape, R. & Loffler, J. (2015). Ecological dynamics in habitat selection of reindeer: an interplay of spatial scale, time, and individual animal's choice. *Polar Biology*, 38 (11):1891-1903.
- R Development Core Team. (2016). *R: a language and environment for statistical computing*. R Foundation for Statistical Computing, Vienna. Tilgjengelig fra: <http://www.R-project.org>.
- Reimers, E. & Colman, J.E. (2006). Reindeer and caribou (*Rangifer tarandus*) response towards human activities. *Rangifer*, 26 (2): 55-71.

- 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 (4): 484-494.
- Reimers, E., Flydal, K. & Stenseth, R. (2000). High voltage transmission lines and their effect on reindeer: A research programme in progress. *Polar Research*, 19 (1): 75-82.
- Reimers, E., Miller, F.L., Eftestøl, S., Colman, J.E. & Dahle, B. (2006). Flight by feral reindeer *Rangifer tarandus tarandus* in response to a directly approaching human on foot or on skis. *Wildlife Biology*, 12 (4): 403-413.
- Reimers, E., Røed, K.H., Flaget, Ø. & Lurås, E. (2010). Habituation responses in wild reindeer exposed to recreational activities. *Rangifer*, 30 (1): 45-59.
- Skarin, A. (2007). Habitat use by semi-domesticated reindeer, estimated with pellet-group counts. *Rangifer*, 27 (2): 121-132.
- Skarin, A. (2008). Decay rate of reindeer pellet-groups. *Rangifer*, 28 (1): 47-52.
- Skarin, A., Danell, Ö., Bergström, R. & Moen, J. (2004). Insect avoidance may override human disturbances in reindeer habitat selection. *Rangifer*, 24 (2): 95-103.
- Skarin, A., Danell, Ö., Bergström, R. & Moen, J. (2008). Summer habitat preferences of GPS-collared reindeer (*Rangifer tarandus tarandus*). *Wildlife Biology*, 14 (1): 1-15.
- Skarin, A., Danell, Ö., Bergström, R. & Moen, J. (2010). Reindeer movement patterns in alpine summer ranges. *Polar Biology*, 33 (9): 1263-1275.
- St.meld. nr. 26 (2006-2007). *Regjeringens miljøpolitikk og rikets miljøtilstand*.
- Stankowich, T. (2008). Ungulate flight responses to human disturbance: a review and meta-analysis. *Biological Conservation*, 141 (9): 2159-2173.
- Strand, O., Colman, J.E., Eftestøl, S., Sandström, P., Skarin, A. & Thomassen, J. (2017). *Vindkraft og reinsdyr – En kunnskapssyntese*. NINA Rapport 1305. Tilgjengelig fra: <https://brage.bibsys.no/xmlui/handle/11250/2446889> (lest 09.05.2018).
- Strand, O., Gundersen, V., Jordhøy, P., Andersen, R., Nerhoel, I., Panzacchi, M. & Van Moorter, B. (2015). *Villreinsens arealbruk i Knutshø. Resultater fra GPS-undersøkelsene*. NINA rapport 1019. Tilgjengelig fra <https://brage.bibsys.no/xmlui/handle/11250/2358626> (lest 13.05.18).
- Theobald, D.M., Miller, J.R. & Hobbs, N.T. (1997). Estimating the cumulative effects of development on wildlife habitat. *Landscape and Urban Planning*, 39: 25-36.
- Tröger, C. (2011). *Wind park influences on area use of semi-domesticated reindeer (Rangifer tarandus tarandus)*. Masteroppgave. Ås: Norges miljø- og biovitenskapelige universitet.
- Tsegaye, D., Colman, J.E., Eftestøl, S., Flydal, K., Røthe, G. & Rapp, K. (2017). Reindeer spatial use before, during and after construction of a wind farm. *Applied Animal Behavior Science*, 195: 103-111.
- Vistnes, I. & Nellemann, C. (2008). The matter of spatial and temporal scales: a review of reindeer and caribou response to human activity. *Polar Biology*, 31 (4): 399-407.



Norges miljø- og biovitenskapelige universitet
Noregs miljø- og biovitenskapelige universitet
Norwegian University of Life Sciences

Postboks 5003
NO-1432 Ås
Norway