

# Vindkraftens effekter på landlevande däggdjur

En syntesrapport

JAN OLOF HELLDIN, JENS JUNG, WIEBKE NEUMANN,  
MATTIAS OLSSON, ANNA SKARIN, FREDRIK WIDEMO

RAPPORT 6499 • JUNI 2012



# Vindkraftens effekter på landlevande däggdjur

En syntesrapport

Jan Olof Helldin, Jens Jung, Wiebke Neumann, Mattias Olsson,  
Anna Skarin, Fredrik Widemo

NATURVÅRDSVERKET

**Beställningar**

Ordertel: 08-505 933 40

Orderfax: 08-505 933 99

E-post: natur@cm.se

Postadress: CM Gruppen AB, Box 110 93, 161 11 Bromma

Internet: [www.naturvardsverket.se/publikationer](http://www.naturvardsverket.se/publikationer)

**Naturvårdsverket**

Tel: 010-698 10 00, fax: 010-698 10 99

E-post: [registrator@naturvardsverket.se](mailto:registrator@naturvardsverket.se)

Postadress: Naturvårdsverket, SE-106 48 Stockholm

Internet: [www.naturvardsverket.se](http://www.naturvardsverket.se)

ISBN 978-91-620-6499-0

ISSN 0282-7298

© Naturvårdsverket 2012

Elektronisk publikation

Omslagsfoto: Bildarkivet och Oloph Demkert



## Förord

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

Kunskapsprogrammet Vindval är ett samarbete mellan Energimyndigheten och Naturvårdsverket med uppgiften att ta fram och sprida vetenskapligt baserade fakta om vindkraftens effekter på människa, natur och miljö. Vindvals mandat sträcker sig fram till 2013.

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

För att säkra kvalitén på redovisade rapporter ställer Vindval höga krav vid vetenskaplig granskning av forskningsansökningar och forskningsresultat, samt vid beslut om att godkänna rapportering och publicering av projektens resultat. Denna rapport är resultatet från syntesprojektet kring vindkraftens effekter på landlevande däggdjur. Rapporten har skrivits av Jan Olof Helldin, Jens Jung, Wiebke Neumann, Mattias Olsson, Anna Skarin och Fredrik Widemo, samtliga forskare vid SLU. I sammanställning av underlag samt bearbetningen av texten har också ingått Lars Edenius och Jonas Kindberg, SLU, samt Niklas Lindberg, Enetjärn Natur AB. Samtliga svarar gemensamt för innehållet i rapporten. Jan Olof Helldin har varit projektledare för syntesprojektet, som pågått från mars 2011 till maj 2012.

Vindval i juni 2012



## Sammanfattning

- Vi har sammanställt tillgängliga kunskaper och erfarenheter om vindkraftens effekter på landlevande däggdjur, såväl vilda som domesticerade djurgrupper. Litteraturen inom området är mycket begränsad, så vi har även försökt dra lärdomar från närliggande fält, såsom störningar från buller, byggarbete, trafik, jakt och friluftsliv samt effekter av habitatförändringar.
- Även om kunskapsunderlaget generellt är tunt visar sammanställningen att det inte kan uteslutas att landlevande däggdjur, främst stora rovdjur samt klövvilt och tamren, kan påverkas på olika sätt av vindkraftsutbyggnad.
- För de större viltarterna samt tamren torde påverkan från vindkraft främst bero på nätet av tillfartsvägar till vindkraftverken. Den främsta faktorn är troligen tillgänglighöret för friluftsliv, jakt och nöjestråfik. Det är väl känt att störningar från sådan mänsklig aktivitet kan påverka älg, hjort, tamren samt stora rovdjur, och i praktiken leda till en habitatförlust.
- Vindkraftsutbyggnad förväntas åtminstone i skogslandskapet ske i mer avlägsna, höglanta, idag väglösa områden. Sådana områden kan utgöra refugier för bl.a. stora rovdjur, eller vara viktiga betesmarker för klövdjur. På det viset kan exempelvis nya vägar in i dessa områden komma att få effekter på populationsnivån för dessa arter.
- Däremot innebär de habitatförändringar, som tillfartsvägarna leder till, inte nödvändigtvis något problem för de större däggdjursarterna. Istället borde öppna marker, nya kantzoner och vägkanter kunna gynna många viltarter. Öppna marker och bryn skapar nytt bete, vägarna kan underlätta för djuren att röra sig i landskapet eller för att undkomma insekter.
- Effekterna av kraftledning på ren tenderar att vara olika beroende på vilken skala man studerar; på en regional skala kan man se ett undvikande av stora områden kring kraftledningar, medan man inte sett någon effekt på de renar som studerats nära kraftledningar.
- Ett fåtal tillgängliga studier på bl.a. klövvilt, ren och stora rovdjur under konstruktionsfasen antyder att dessa djur då tillfälligt kan undvika vindparker. Det finns dock inte tillräckliga data för några säkra slutsatser om detta.
- Buller från vindkraftverk kan teoretiskt störa djurens kommunikation, och även synintryck (inklusive reflexer, skuggor och belysning) kan upplevas störande eller stressande för såväl vilt som tamdjur. De få studier som finns pekar dock på avsaknad av sådana effekter, eller snabb tillvänjning till störningen, och därmed en begränsad inverkan.
- Djur kan även vänja sig vid de övriga störningar som vindkraften innebär. Exempelvis verkar både tamren och vildren kunna stanna kvar i områden trots mänsklig närvaro, åtminstone när inga alternativa

områden finns att tillgå. Förmågan till tillvänjning varierar dock med art, kön, ålder, individ, tid på året, typ av störning, och hur frekventa och förutsägbara störningarna är, så sammantaget är tillvänjning inget som man kan förutsätta inträffa.

- Det kan finnas skillnader i hur störningseffekter gör sig gällande, beroende på landskap och pågående markanvändning. I redan störningsutsatta områden, såsom de flesta jordbrukslandskap, påverkar en vindkraftsetablering kanske inte de förekommande arterna i lika hög omfattning som den skulle göra i mer glesbefolkade skogs- eller fjälllandskap.
- Effekterna kan också bero på vindparkens storlek. Vid utbyggnad av större vindparker kan även små och lokala effekter där summera ihop till betydande effekter, med konsekvenser på populationsnivån.
- Vår sammanställning tydliggör de stora kunskapsbristerna på området, och visar på behovet av såväl forskning som effektiv miljöuppföljning. Av särskilt stort behov är att studera effekter av buller och synintryck från själva verken. Det behövs också studier av lokaliseringen av ny vindkraft i förhållande till områden av särskilt värde för klövdjur och stora rovdjur. Det är viktigt att de eventuella kumulativa effekterna av vindkraften beaktas, eftersom det är dessa som kan leda till konsekvenser på populationsnivån, och därmed vara det mest relevanta ur ett naturvårdsperspektiv.
- För att råda bot på de stora kunskapsbristerna är det viktigt att kontrollprogram för ny vindkraft läggs upp så att de skapar nya, generaliserbara kunskaper. Vi beskriver vissa principer som bör följas för att åstadkomma detta. Det är också viktigt att kontrollprogrammen samordnas nationellt och insamlade data analyseras på övergripande nivå.

## Summary

- We compiled available knowledge and experience of the impact of wind power on terrestrial mammals, both wild and domestic. The literature in the field is very limited, so we also tried to draw lessons from related fields, such as disturbance from noise, construction work, traffic, hunting and outdoor activities, and the effects of habitat change.
- Although the knowledge is generally sparse, the summary shows that it is possible that terrestrial mammals, especially large carnivores and ungulates including domestic reindeer, are affected by wind power development in various ways.
- For the larger game species as well as domestic reindeer, the influence from wind power should primarily be due to the network of access roads to the turbines. The main factor is probably the increased access for recreation, hunting and leisure traffic. It is well known that interference from such human activities can impact moose, wild deer, domestic reindeer and large carnivores, and in effect cause a habitat loss.
- New wind power farms are expected to be situated in more remote, upland, currently roadless areas, at least in the forested landscape. Such areas may serve as refugia for e.g. large predators or as important grazing areas for ungulates. Accordingly, wind power and associated infrastructure in these areas may have an impact on the population level of these species.
- By contrast, the habitat changes caused by access roads are not necessarily a problem for the larger mammal species. Open land, new edge zones and roadsides could rather benefit many wildlife species. Open land and edges create new browsing areas; roads can facilitate animal movement in the landscape or help animals escaping parasitic insects.
- The effects of power lines on reindeer tend to differ depending on the geographic scale studied; on a regional scale, an avoidance of large areas around power lines may be observed, while no effects have been shown for reindeer studied near power lines.
- A few studies available on wild deer, reindeer and large carnivores during construction work suggest that these animals may temporarily avoid wind farms during this period. However, the data is not conclusive.
- Noise emissions from wind turbines can theoretically disturb animal communication, and also visual stimuli (including reflections, shadows and lighting) may annoy or stress both wildlife and livestock. However, the few studies available suggest the lack of such effects, or a swift habituation to the disturbance, and therefore a limited impact.



- Animals may also get accustomed to the other disturbances from wind power. For example, both domestic and wild reindeer appear to remain in areas despite human presence, at least when no alternative areas are available. The ability to habituate varies with species, sex, age, individual, time of year, type of disturbance, and how frequent and predictable disturbances are, so overall, habituation cannot be presupposed.
- There may be differences in the response to disturbance, depending on landscape and current land use. In already disturbed areas, such as most agricultural landscapes, wind power may not affect the occurring species to the same extent as it would in more sparsely populated forest and mountain areas.
- The effects may also depend on the size of the wind farm. At the construction of large wind farms, even small and localised effects may sum up to significant impact, with consequences at the population level.
- Our summary highlights the large knowledge gaps in the field and indicates the need for research as well as for efficient environmental monitoring. Of particular need is to study the effects of noise and visual impacts from the turbines. Also studies are needed on the localisation of new wind power in relation to areas of particular value for ungulates and large predators. It is important that the potential cumulative impacts of wind power are considered, as these may lead to consequences at the population level and thus be most relevant from a conservation perspective.
- To address the large knowledge gaps, it is crucial that monitoring programs for new wind power are set up to create new, generalisable knowledge. We describe some principles that should be followed to achieve this. It is also important that monitoring programs are coordinated nationally and that the data are analysed on a comprehensive level.

## Innehåll

<b>1</b>	<b>INLEDNING</b>	11
1.1	Bakgrund	11
1.2	Rapportens syfte	12
<b>2</b>	<b>METOD FÖR LITTERATURSÖKNINGEN</b>	14
<b>3</b>	<b>TEORIBILDNING KRING EKOLOGISKA OCH ETOLOGISKA EFFEKTER AV STÖRNINGAR</b>	15
3.1	Effekter av mänsklig störning	15
3.2	Tillvänjning (habituering)	17
3.3	Skillnader mellan vilda och domesticerade djur	18
<b>4</b>	<b>EFFEKTER PÅ LANDLEVANDE DÄGGDJUR AV VINDKRAFT</b>	20
4.1	Störningseffekter under konstruktionsfasen och vid nedmontering	20
4.2	Buller och synintryck från vindkraftsturbiner i drift	22
4.3	Elektromagnetism	24
4.4	Vägar och trafik	25
4.4.1	Störningseffekter av nyttotrafik	25
4.4.2	Störningseffekter av nöjestråfik, jakt och annat friluftsliv	26
4.4.3	Habitatförändringar	28
4.4.4	Barriäreffekter och korridoreffekter	31
4.5	Kraftledning och kraftledningsgator	32
4.6	Eventuell stängsling	34
4.7	Översiktlig bedömning av effekterna	34
<b>5</b>	<b>EFFEKTERNA I ETT STÖRRE PERSPEKTIV</b>	36
<b>6</b>	<b>SÄRSKILDA KUNSKAPSBRISTER</b>	38
<b>7</b>	<b>REKOMMENDATIONER I SAMBAND MED TILLSTÅNDSGIVNING</b>	39
<b>8</b>	<b>UTFORMNING AV KONTROLLPROGRAM</b>	40
<b>9</b>	<b>REFERENSER</b>	43



# 1 Inledning

## 1.1 Bakgrund

Det finns stora oklarheter kring om, och i så fall hur, vindkraft påverkar landlevande vilda och domesticerade däggdjur. I den tidigare kunskapssammanställning som mer heltäckande sökte beskriva vindkraftens miljöpåverkan i Sverige (Vindkraftsutredningen 1999) behandlades påverkan på de landlevande däggdjuren utan tillräcklig vetenskaplig genomlysning. Utredningens slutsats att ”varken vilda eller tama däggdjur störs av vindkraftverk” saknade därför underbyggnad. Effekter på landlevande däggdjur berörs sällan i miljökonsekvensbeskrivningar för vindkraft (Lundberg 2011; se faktaruta), vilket i sin tur leder till att ingen större kunskapsuppbyggnad sker inom ramarna för kontrollprogrammen för vindkraft.

Eftersom det är väl känt att däggdjur kan påverkas av olika typer av mänskliga störningar och exploatering är det rimligt att också vindkraften har effekter. I takt med den ökande utbyggnaden av landbaserad vindkraft dyker frågan om effekter på de landlevande däggdjuren upp allt oftare, bland jägare, naturvårdare och inte minst inom rennäringen. Handläggare av vindkrafts-ärenden får allt oftare hantera frågor om stora rovdjur, älg och annat jaktbart vilt, och i all vindkraftsetablering inom renbeteslanden är påverkan på renar och rennäring viktiga frågor. Här behövs kunskapsunderlag som stöd för avvägningar mellan olika intressen.



Vindkraft på Kyrkberget i Dalarna. Foto J-O Helldin.

All miljöbedömning måste bygga på bästa tillgängliga vetenskapliga fakta. Medan den vetenskapliga litteraturen om vindkraftens påverkan på fåglar och fladdermöss är relativt omfattande, är litteraturen mycket begränsad vad gäller vindkraftens påverkan på andra terrestra arter. Det är även sparsamt med pågående forskning inom området. För att i dagsläget komma närmare ett svar om vindkraftens påverkan på landlevande däggdjur är det därför nödvändigt att försöka dra lärdomar från närliggande fält, samt även att föra ett vetenskapligt underbyggt resonemang kring hur djur kan påverkas av exploatering och störning.

Mänskliga störningskällor kan påverka landlevande däggdjur direkt och indirekt (Forman & Alexander 1998, Ingold 2005, Stankowich 2008). Till skillnad från flygande arter som fåglar och fladdermöss kan de landbundna djuren självklart inte dödas av kollisioner med själva vindkraftverken, men de skulle kunna påverkas av buller från verken, av störningar under konstruktionsfasen, av trafik och annan mänsklig aktivitet i samband med underhållsarbete, eller av att området tillgängliggörs för nöjestråfik och friluftsliv (Arnett m.fl. 2007, Kuvlesky m.fl. 2007). Infrastrukturen kring vindkraft, i form av vägar och kraftledningar, kan också leda till barriäreffekter, och till del en viss direkt habitatförlust. Det har spekulerats i att den största påverkan av vindkraft på de landlevande däggdjuren ligger i de indirekta faktorerna, främst mänsklig störning (Arnett m.fl. 2007). Denna påverkan kan innebära ökade stressnivåer i vindkraftens närhet eller att djuren undviker vindkraftens närhet, vilket leder till försämrad habitatkvalitet eller i praktiken en större förlust av tillgängligt habitat än vad som omfattas av den faktiska exploateringen.

**Faktaruta: Effekter på landlevande däggdjur beskrivs sällan i MKB**

Lundberg (2011) har gått igenom hur potentiella effekter på landlevande däggdjur beaktas i miljökonsekvensbeskrivningar (MKB). Underlaget för studien utgjordes av 23 stycken MKB för svensk vindkraftsutbyggnad från åren 2004–2010.

Huvuddelen (52%) av dessa MKB ger överhuvudtaget ingen referens till kunskapsläget gällande landlevande däggdjur, och endast 22% gör en specifik källhänvisning i texten. I de MKB där referenser finns hänvisar man huvudsakligen till 1999 års vindkraftsutredning eller forskning om tamren. Författaren ger förslag på hur inventeringar inom kontrollprogrammen skulle kunna genomföras för att bygga upp kunskaperna om effekter på landlevande däggdjur.

## 1.2 Rapportens syfte

I den här rapporten sammanställer vi tillgängliga kunskaper och erfarenheter om vindkraftens effekter på landlevande däggdjur, såväl vilda som domesticerade djurgrupper (ej fladdermöss, som behandlas av Rydell m.fl. 2011). Med anledning av den begränsade tillgången på studier av just vindkraft gör vi också en ansats att dra lärdomar från studier av liknande exploateringsföretag.

Rapporten omfattar i grunden samtliga de landlevande däggdjursarterna. Tyngdpunkten i texten ligger dock på klövdjuren och de större rovdjuren, vilket återspeglar den tillgängliga litteraturen. Gruppen klövdjur omfattar här även tamdjur, d.v.s. tamren samt andra domesticerade djurslag.

**Faktaruta: Påverkan – Effekt – Konsekvens**

Påverkan, effekt och konsekvens är begrepp som ofta används i miljöbedömning, och som kan sägas beskriva en logisk händelsekedja från själva exploateringen till dess betydelse för uppställda mål. Vi väljer att definiera kedjan påverkan-effekt-konsekvens på följande sätt:

- *Påverkan* utgörs av den faktor som kan vara av betydelse för djuren, såsom buller, trafik, mänsklig närvaro eller habitatförändringar.
- *Effekter* är de avtryck som påverkan sätter på individerna, t.ex. ändrat beteende, ökad stress, eller undvikande av de påverkade områdena.
- *Konsekvenserna* utgörs av effekternas samlade resultat på den nivå som är relevant för de mål som finns uppsatta, t.ex. för naturvård, viltförvaltning eller djurhälsa. För naturvård och viltförvaltning är det oftast mest relevant att mäta konsekvenserna som förändringar i populationstäthet. För tamdjur kan det vara mer relevant att mäta förändrad tillgång till betesmark, eller minskad produktivitet genom exempelvis sämre tillväxt eller fruktbarhet hos djuren.

## 2 Metod för litteratursökningen

Sammanställningen omfattar vetenskapliga publikationer samt allmänt tillgängliga rapporter (så kallad grå litteratur) publicerade fram till våren 2011. Vid litteratursökningen följde vi gängse metod för vetenskapliga kunskaps-sammanställningar.

Vi använde elektroniska databaser och internet för att hitta relevant vetenskaplig litteratur och rapporter. För att finna vetenskapligt publicerade artiklar använde vi sökmotorn Web of Knowledge (<http://apps.isiknowledge.com/>). För fri sökning på Internet användes Google (<http://www.google.se>) och Google Scholar (<http://scholar.google.se/>). På Web of Knowledge sökte vi på termerna *wind power\**, *wind power plant\**, *wind mill\**, *wind turbin\**, *wind farm\**, *wind park\**, *wind installation\**, *infrastructure*, kombinerade med djurtermerna *mammal\**, *ungulate\**, *deer*, *moose*, *alces*, *caribou*, *rangifer*, *reindeer*, *cattle*, *heifer\**, *cow\**, *sheep*, *goat\**, *horse\**, *wolf*, *wolves*, *game*, *wildlife*, *biodiversity*. Här gjordes upprepade sökningar genom att varje vindkraftsterm kombinerades med var och en av djurtermerna. Söket gjordes utan tidsmässiga begränsningar, förutom för söktermen *infrastructure*, där vi sökte bara under de senaste 10 åren (eftersom det är inom den tidsramen som vindkraften har uppstått i större skala). I ett andra steg breddade vi vårt sök med termerna *impact*, *forest roads*, *construction*, *power line*, kombinerade med termerna *wildlife*, *reindeer*, *rangifer*. För *forest roads* och *construction* begränsade vi sökningen till de senaste 5 åren (eftersom tidigare litteratur redan fanns tillgänglig inom författargruppen), i övrigt använde vi inga tidsmässiga begränsningar. En separat sökning gjordes för kumulativa effekter, via termen *cumulative effects* i kombination med termerna *wind power*, *road construction*. Vidare kombinerades söktermerna *forestry*, *silvicult\**, *clear cut\**, *pre-commercial thinning*, *brushing* och *thinning* med sökorden *mammals*, *deer*, *carnivore*, *bear*, *wolf*, *wolverine*, *lynx*, *fox*, *mustelid\**, *badger*, *marten*, *stoat*, *weasel*, *hare*, *mouse*, *vole* och *shrew*. Fritt sök via sökmotorn Google gjordes med termerna *windkraft + wildtiere* samt *windkraftanlagen + wildtiere*, för att söka efter tyskspråkig litteratur. Viss ytterligare litteratur fanns redan hos författargruppens deltagare, och ställdes till gruppens gemensamma förfogande.

För de flesta söktermer var antalet relevanta träffar per sökterm i Web of Knowledge så pass begränsat att alla relevanta artiklar granskades, endast träffar som helt uppenbart behandlade ett annat ämne sorterades bort i ett första skede. Efter granskning gjorde vi en bedömning om artiklarna och rapporterna var relevanta för det fortsatta syntesarbetet eller inte. Eftersom den grå litteraturen inte har genomgått någon opartisk kvalitetsgranskning på det sätt som görs för vetenskapliga artiklar gjorde vi en egen kvalitetsbedömning, baserat på bl.a. förekomst av originaldata, metodredovisning, samt slutsatsernas robusthet, och inkluderade endast sådana rapporter som bedömdes som vederhäftiga.

## 3 Teoribildning kring ekologiska och etologiska effekter av störningar

### 3.1 Effekter av mänsklig störning

Mänskliga störningar kan ha omfattande ekologiska, beteendemässiga och fysiologiska effekter på djur. För tamdjur som nöt, får, häst och gris har man visat att störningar av olika slag kan leda till stress, vilken kan mätas som ökad hjärtfrekvens eller förekomst av stressinducerade hormoner, minskad tid för bete, eller försämrad reproduktion (Ames & Arehart 1972, Dobson & Smith 2000, Spreng 2000, Christensen m.fl. 2005, von Borell m.fl. 2007).

Hur mänskliga störningar tar sig uttryck hos vilda djur beror på artens ekologiska roll. Varje art inom ett ekosystem tillhör en viss trofisk nivå, som visar var arten står i näringskedjan, till exempel rovdjur eller bytesdjur. Därutöver kan arter indelas i olika s.k. guilder. En guild består av arter som har en likartad ekologi, även om de i övrigt är olika varandra, t.ex. vad gäller utseende (Begon m.fl. 1996). Tillhörighet till en viss trofisk nivå eller guild kan påverka en arts beteende *visavi* predationsrisk och störningar. Toppredatorer (rovdjur som står högst i näringskedjan) är ofta mycket känsliga för mänsklig aktivitet (Creel m.fl. 2002, May m.fl. 2006, Berger 2007, Nellemann m.fl. 2007). För olika djurgrupper kan responsen på en störning yttra sig väldigt olika. Medan bytesdjur ofta visar flyktbeteende vid mänsklig störning (Stankowich 2008) kan stora rovdjur snarare försöka gömma sig (Pedersen 2007, Stoen m.fl. 2010). En del medelstora predatorer, såsom räv och grävling, är toleranta mot människors närvaro, och gynnas av ett landskap som har förändrats av människan, och även av avsaknaden av toppredatorer (Huck m.fl. 2008, Prugh m.fl. 2009, Ordenana m.fl. 2010). Sådana skillnader i responsbeteende mellan djurgrupper medför att det behövs bra kunskap om artens ekologi för att kunna utvärdera störningseffekten för respektive art.

En central teori inom forskning kring effekter av mänskliga aktiviteter på vilda djur är att djurens reaktion på mänskliga aktiviteter följer samma mönster som används för att utvärdera ett bytesdjurs reaktion på risken att bli tagen av ett rovdjur (Frid & Dill 2002). Enligt teorin kring bytesdjur och rovdjur ('predator-prey theory'; Berryman 1992) ökar bytesdjurens reaktion med ökad upplevd risk. Detta kan leda till att bytesdjuren väljer områden där det är mindre risk att bli tagen av ett rovdjur, vilket kan leda till att de söker sig till speciella habitat som upplevs som tryggare – detta skapar ett s.k. 'skräckens landskap' ('landscape of fear'; Ripple & Beschta 2004, Brown & Kotler 2007). Teorin är tillämpbar även för habitatvalet hos våra rovdjursarter, där predation från större arter eller från människan (jakt och liknande) kan leda till att habitat eller områden som upplevs som mer trygga föredras.

Utifrån teorin om predationsrisk och störning resulterar mänskliga störningar också i en avvägning ('trade-off'), där djurens tids- och energiresurser leds bort från andra aktiviteter som är viktiga för djurens välmående och för populationsstorleken, som till exempel födosök, reproduktion och liknande



(Frid & Dill 2002). Hjorddjur kan till exempel öka sitt flykt- och vaksamhetsbeteende vid mänsklig närvaro, där framförallt hondjur samt populationer som är jagade av människan är mer känsliga för störningar (Reimers & Colman 2006, Stankowich 2008). Hondjuren är särskilt känsliga för störningar under reproduktionsfasen. I sådana fall kan mänskliga störningar leda till en minskad reproduktiv framgång, som till exempel för nordamerikansk kronhjort, där antalet kalvar per hind minskade när hinden ofta blev störd av vandrare under kalvningssäsongen (Phillips & Alldredge 2000). För tamren såväl som för vildren och dess nordamerikanska motsvarighet caribou är det välkänt att den känsligaste perioden är kalvningsperioden och tiden därefter, när kalvarna är små och långsamma (t.ex. Espmark 1971, Cameron m.fl. 2005).

Ett vanligt sätt att studera hur djur uppfattar sin omgivning och därmed också hur de reagerar på olika typer av ingrepp och förändringar i miljön är att dela in djurens aktivitet i olika geografiska skalor, vilket brukar benämnas 'hierarkiskt habitatval'. Teorin presenterades av Johnson (1980) och utvecklades vidare av Senft m.fl. (1987), och innebär att djur väljer för och emot olika faktorer beroende på den rumsliga skalan. Mängden bete kan t.ex. spela stor roll för en växtätarens habitatval på en stor skala medan kvalitén på betet kan ha större betydelse på en mindre skala. Teorin baseras på det antal beslut som ett djur tar inom olika geografiska skalor. En växtätarens hierarkiska habitatval kan beskrivas som att djuret först väljer region, sedan landskap och därefter växtplatser och sedan plantor (Senft m.fl. 1987). Valet av landskap och växtplatser sker relativt sällan (en gång i veckan eller en gång per dag) och valet av planta och växtdel sker ofta (kanske tusentals gånger per dag). Inom de olika skalorna påverkas djuren av olika saker i valet av område (Senft m.fl. 1987). Teorin om hierarkiskt habitatval har utvecklats fr.a. för växtätare, men principen att djuren väljer uppehållsort olika på olika geografiska skalor kan tillämpas även på rovdjur.

Ett exempel på hur hierarkiskt habitatval kan ta sig uttryck har beskrivits av Vistnes & Nellemann (2008). De gick igenom 85 olika vetenskapliga studier av effekter av olika störningskällor på ren och caribou, och fann att studier på lokal skala, t.ex. beteendestudier i direkt närhet till en störningskälla, oftast inte fann någon effekt av en störning, medan mer storskaliga studier på regional nivå ofta fann att renar och caribou undvek områden i närheten av infrastruktur (effekter i endast 13% av de lokala studierna, men i 85% av de regionala studierna).

Ekologiska effekter kan också omfatta s.k. kaskadeffekter, eftersom arterna inom samma ekosystem står i en ekologisk relation till varandra. Detta betyder att en effekt på en art i sin tur kan påverka flera andra arter, och därmed skapas en kaskadeffekt. Kaskadeffekter kan resultera i olika typer av interaktioner, t.ex. konkurrens, predation, parasitism eller symbios, beroende på deras effekt eller mekanism (Begon m.fl. 1996).

En ändrad rumslig fördelning av individer på grund av mänsklig aktivitet kan orsaka liknande kaskadeffekter som vid predationsrisk. Exempelvis undviker stora rovdjur som varg och brunbjörn ofta områden med stor mänsklig aktivitet, något som kan skapa ett predationsfritt område dit bytesdjuren kan

lockas (Hebblewhite m.fl. 2005, Berger 2007, Nellemann m.fl. 2007, Martin m.fl. 2010). Denna rumsliga omfördelning av de stora växtätarna kan i sin tur påverka den lokala vegetationsstrukturen och leda till att betet blir sämre på de områden som faktiskt används (Persson m.fl. 2000, Bråthen m.fl. 2007). En annan risk är att betesmarkerna i de ostörda områdena redan från början är av sämre kvalitet. Oavsett vilket så påverkas djurens välbefinnande och reproduktionsförmåga negativt om de inte har tillgång till bra betesområden. Kaskadeffekter kan beröra vilda såväl som domesticerade djur (Berger 2007, Muhly m.fl. 2010). För tamrenar, som är begränsade till samebyns yta, kan det vara problematiskt att tvingas flytta från ett område till ett annat eftersom det oftast finns få alternativa områden att ta till. Renarna, såväl som vilda klövdjur, använder olika områden under olika säsonger, och om de tvingas beta för länge på ett område kan det betyda att återhämtningen av vegetationen i det området begränsas och inte kan användas i samma utsträckning under kommande säsonger. För andra domesticerade djur är deras möjligheter att flytta mellan olika områden begränsad i de flesta fall av att de är inhägnade.

## 3.2 Tillvänjning (habituering)

Djur som utsätts för långvarig eller upprepad mänsklig störning kan till slut komma att vänja sig både beteendemässigt och fysiologiskt till detta och bli tillvanda eller 'habituerade' (Petrinovich 1973). Detta gäller särskilt om störningarna är förutsägbara i tid och rum, såsom fordon längs tättrafikerade vägar eller fotgängare längs frekventerade stigar (Dafour 1980, Reimers & Colman 2006, Stankowich 2008). Forskning tyder på att tamdjur har en förmåga att acklimatisera sig till vissa ljud och rörelser om dessa inte följs av omedelbar fara (Ames & Arehart 1972, Grandin 1997).

Ett djurs förmåga att vänja sig vid eller habituera sig till en störning kan mätas i djurets tamhetsgrad (Price 2002), genom att studera ett djurs flyktavstånd, d.v.s. hur nära en människa kan komma ett djur innan det flyttar på sig eller flyr. Den genetiska bakgrunden bestämmer förutsättningarna för hur tamt ett djur kan bli, så även inom en art kan tamhetsgraden variera (Price 2002).

Flyktavståndet hos ett bytesdjur är också starkt relaterat till predationsrisken som beskrivits ovan, och även en mycket låg predationsrisk kan bidra till en ökad flyktbenägenhet (Scheel 1993, Hunter & Skinner 1998). På motsvarande sätt kan även människans jakt påverka djurens respons, så att populationer som jagas blir mer störningskänsliga och flyktavståndet ökar, och då särskilt i direkt samband med jakten (Reimers & Colman 2006, Stankowich 2008). Ett djurs förmåga att kunna vänja sig vid mänsklig aktivitet påverkas alltså i stor grad av art, kön, ålder, individ, tid på året, vilken typ av störning det handlar om, och hur frekventa störningarna är (Dafour 1980, Stankowich 2008). Tillvänjning är därför inget som man kan förutsätta inträffa.

Att ett djur stannar kvar trots mänskliga störningar behöver heller inte betyda att djuret inte störs, utan kan vara ett tecken på att det inte finns alternativa livsmiljöer (Gill m.fl. 2001, Stankowich 2008). Detta gör det svårt att

avgöra om djuren har vant sig vid mänskliga störningar eller om det inte finns några andra val. Att tvingas vara kvar i ett område trots mänskliga störningar kan påverka djurens stressnivå och därmed deras fysiologiska välbefinnande (Creel m.fl. 2002, Barja m.fl. 2007). Stressen orsakar en kamp-/flykt-respons som resulterar i att djuren blir mer alerta, vilket kan påverka djuren negativt genom att tömma deras energireserver. Djurens kroppscondition påverkar i sin tur djurens möjlighet att hantera predationsrisk och födosök. Djur i sämre condition har mindre att förlora och är därmed mer benägna att söka sin föda i mer produktiva men riskfyllda habitat (Brown & Kotler 2007).

Habituering exemplifieras här med studier på ren. Reimers m.fl. (2010) studerade flyktavstånd hos vildrenar på det mindre Blefjellet i Norge, vilka hade varit utsatta för en högre intensitet av mänsklig aktivitet sedan ca 30 år tillbaka, jämfört med renar på Hardangervidda vars betesområde var större och låg längre bort från mänsklig aktivitet. De kunde konstatera att renarna från Blefjellet hade kortare flyktavstånd och verkade vara mindre lättstörda än renarna på Hardangervidda. Detta kan ha berott på att renarna i Blefjellet hade hunnit vänja sig vid mänsklig aktivitet under en längre tid än renarna på Hardangervidda. Skarin m.fl. (2010) kunde finna ett liknande mönster hos tamren i Sverige. De fann att renarna från ett område med lägre besöksantal (Sarek) var mer aktiva när de uppehöll sig i närheten av vandringsleder, medan renarna i ett område med högre besöksantal (Sylarnaområdet) inte uppvisade motsvarande mönster. Både renarna från Blefjellsområdet och från Sylarnaområdet verkade alltså ha vant sig vid mänsklig aktivitet, men gemensamt från dessa båda studier var också att renarna i de områdena med högre mänsklig aktivitet hade liten möjlighet att välja alternativa områden att vistas i och var mer eller mindre tvungna att vänja sig vid mänsklig närvaro (Skarin m.fl. 2004).

### 3.3 Skillnader mellan vilda och domesticerade djur

För att förstå skillnader i beteende mellan de olika djurgrupper som vi behandlar i den här rapporten kan det vara viktigt att reda ut några begrepp kring vilda, tama och domesticerade djurslag. Domesticering sker genom urval av djur som är lättare att hantera och att tämja, samtidigt som man alltid måste arbeta med att tämja de djur (vilda eller domesticerade) som man ska hantera eftersom det också är en inlärningsprocess hos individen (Hemmer 1990). Tamhet har alltså inte mycket att göra med om ett djur i grunden är domesticerat eller vilt; precis som det kan förekomma att vilda djur hålls i djurparker och är tama kan domesticerade djur bli förvildade om de får leva i vilt tillstånd (Hemmer 1990). Skillnaden mellan vilda djur och domesticerade djur i vilt tillstånd är att de domesticerade djuren verkar vara tamare, eftersom de oftast har mycket kortare flyktavstånd när en människa närmar sig. Ett av de viktigaste stegen i en domesticeringsprocess är att minska djurens känslighet

för förändringar i deras närmiljö (Price 1999). Generellt antas störningseffekterna på tamdjur vara mindre än på vilda djur eftersom domesticerade djur är vana vid mänsklig aktivitet och artificiella anordningar (Price 1984, Mignon-Grasteau m.fl. 2005). Därför kan man också förvänta sig att domesticerade djur inte reagerar lika starkt på en exploatering eller störning i deras närhet, t.ex. i form av en vindkraftspark eller enstaka vindkraftverk. Samtidigt kan det faktum att tamdjur oftast är inhägnade göra det svårt för djuren att undvika en störningskälla, och istället måste hitta sätt att anpassa sig.

Domesticeringsgraden såväl som tamhetsgraden beror också på vilket produktionssystem man håller djuren i och vilket djurslag man arbetar med. I ett konventionellt djurhållningssystem där djuren hålls inne i stallar och ladugårdar stora delar av året kan man förvänta sig en större domesticerings- och tamhetsgrad. Ren som hålls i ett pastoralt system och dessutom lever i sin naturliga livsmiljö och inte är inhägnade, har därför en betydligt lägre domesticerings- och tamhetsgrad än andra domesticerade arter. I domesticeringsprocessen av ren har man bara behövt avla på de egenskaper som gör det lättare att samla in och hantera djuren under kortare stunder, i övrigt har man dragit fördel av renens anpassning till det arktiska klimatet.

En annan grundläggande skillnad mellan vilda djur och domesticerade djurslag som kan vara av betydelse för utvärderingen av eventuella miljöeffekter är att domesticerade djur utfodras och vårdas, och att djurtätheten i besättningarna regleras noggrant (t.ex. i förhållande till tillgängligt bete). I jämförelse har vilda djur en genomsnittligt sämre näringsstatus, och utsätts för större födokonkurrens, vintersvält, sjukdomar och rovdjur på ett sätt som domesticerade djur normalt sett är förskonade ifrån. Man kan med andra ord säga att vilda djur i genomsnitt ligger närmare ”överlevnadsgränsen”, och att miljöförändringar därmed ofta får mer dramatiska effekter, såsom minskad reproduktion, ökad dödlighet, och minskande populationer.

## 4 Effekter på landlevande däggdjur av vindkraft

En vindkraftsanläggning innebär inte bara själva vindkraftsturbinerna utan även en mängd andra faktorer, som infrastruktur i form av tillfartsvägar, uppställningsplatser och kraftledningar, mänsklig aktivitet i området inom ramen för underhållsarbete, störningar under konstruktionsfasen, samt förbättrad tillgänglighet till området för t.ex. friluftsliv, jakt och nöjestråfik. Detta betyder att en bedömning av vindkraftens påverkan på landlevande däggdjur också måste omfatta ekologiska och etologiska effekter av alla dessa olika typer av mänskliga störningar. Här följer en översikt av hur påverkan från vindkraftsanläggningar kan ta sig uttryck dels under konstruktionsfasen (avsnitt 4.1) och dels under driftsfasen (avsnitt 4.2–4.6) samt hur det kan påverka landlevande däggdjur i relation till deras habitatval och beteende på både en lokal och regional skala. Baserat på kunskapsöversikten har omfattningen av effekterna bedömts översiktligt (avsnitt 4.7). Det ska dock understrykas att genomgången utgår ifrån de studier som kom fram via litteratursökningen, och att det inte kan uteslutas att det finns andra, ännu outforskade, effekter.

### 4.1 Störningseffekter under konstruktionsfasen och vid nedmontering

Konstruktionsfasen av en energianläggning som vindkraft innebär ökad trafik, markarbeten, i vissa fall skogsavverkning, och annan mänsklig aktivitet i området, vilket kan påverka djurens beteende och rumsliga fördelning. De få tillgängliga studierna av detta pekar på vissa, om än temporära, effekter. Preliminära resultat av en studie av varg i en portugisisk vindpark visar att vargarna undviker området under konstruktionsfasen (Álvares m.fl. 2011), men att effekten begränsar sig till något enstaka år. Snöspårning av järv vid vindparken i Uljabuouda i Norrbotten har givit resultat som kan tyda på en viss minskning av antalet järvar i området i samband med utbyggnaden (Flagstad & Tovmo 2010), men dessa studier fortsätter och kommer förhoppningsvis komma att ge tydligare resultat. Vid byggnationen av Hitra vindpark på Eldsfjellet i Norge fanns vissa indikationer på att kronhjortarna tillfälligt lämnade området närmast parken (Veiberg & Pedersen 2010). För nordamerikansk kronhjort beskriver Walter m.fl. (2006) en viss påverkan från byggandet av en vindkraftspark just under konstruktionsfasen, men att hjortarnas hemområden var oförändrade och att inga effekter på populationsnivån kunde noteras. Även för svartbjörn finns en studie som antyder ett visst undvikande under konstruktionsfasen (Wallin 1998). Ingen av dessa studier kan dock egentligen presentera så solida data att andra faktorer kan uteslutas som förklaring till mönstret, och i inget fall är undvikandet av vindkraftsområdet

absolut. Enligt Arnett m.fl. (2007) kan ett undvikande under konstruktionsfasen förväntas även hos arter som åsnehjort, vitsvanshjort och gaffelantilop, men detta förblir alltså än så länge en spekulatio



Kronhjortar vid en vindpark i Washington State, USA. Foto© Puget Sound Energy.

I det norska projektet VindRein, som pågått sedan 2005, kartlägger man hur tamren påverkas av vindparker i öppna områden som i fjällområdet och längs norska kusten. Preliminära resultat från projektets delrapporter visar att renarna undvek utbyggnadsområdena under byggtiden, och att de sedan har kommit tillbaka och betat inom vindparkerna (Colman m.fl. 2008). Det bör dock poängteras att vid anläggande av stora vindparker sker konstruktionen ofta i flera omgångar, så att byggfasen sträcker ut sig över flera år, och vissa effekter under denna fas kan alltså bli långvariga (åtminstone längs större tillfartsvägar).

Vi har inte kunnat hitta någon dokumentation av eventuell respons på nedmontering av vindkraftsanläggningar, vilket naturligtvis kan ha att göra med att vindkraften är en relativt ny energikälla och nedmontering därför ingen aktuell fråga. Med tanke på att nedmonteringen på samma sätt som konstruktionen torde kräva stora maskiner, intensiv trafik och ökad mänsklig aktivitet i området under en period kan man förvänta sig störningseffekter liknande dem vid konstruktionen.

## 4.2 Buller och synintryck från vindkraftsturbiner i drift

Djur som lever i närheten av själva vindkraftsturbinerna kan påverkas av buller som uppstår när turbiner är i drift eftersom ljudet kan störa djurens vokala kommunikation eller försämra djurens förmåga att uppfatta rovdjur som närmar sig. Här ger tillgänglig litteratur endast ett exempel: kaliforniska jordekorrar (arten California ground squirrel) nära en vindkraftsturbin är mer vaksamma och flyr snabbare tillbaka in i sina hålor efter varningslåten jämfört med ekorrar i referensområden utan vindkraftsturbiner (Rabin m.fl. 2006). Liknande respons skulle kunna gälla även för andra arter som använder varningslåten, exempelvis rådjur. Samma resonemang skulle kunna föras även för vokalisering för att hävda revir, attrahera partners eller hålla ihop gruppen. Exempel på detta är bröl från dov- och kronhjortar under brunsten och ylande inom vargfamiljer.

En studie av spillningsförekomst och spår under vintern i norra Tyskland visade inga tecken på att småvilt som fälthare, rådjur eller rödräv fördelar sig annorlunda eller använder habitat på ett annat sätt i områden med vindkraftsanläggningar än i referensområden utan vindkraft (Menzel & Pohlmeier 1999). Studien visade också att inom en radie av 10–1000 m från ett vindkraftverk var spillnings- och spår fördelning lika för alla avstånd till verket (Menzel & Pohlmeier 1999).

För hägnade djur, med begränsade möjligheter att gå undan, är det tänkbart att buller och synintryck (inklusive skuggor, reflexer och markeringsljus) från närliggande vindkraftverk leder till ökade stressnivåer. I ett försök på tamren i hägn nära en vindturbin (avstånd till turbinen 10–450 m) såg man inget undvikande av de delar av hägnet som låg närmast turbinen, och heller ingen systematisk ändring av renens beteende som skulle tyda på skrämsel eller stress från buller eller rotor rörelse (Flydal m.fl. 2004). Författarna framhåller dock att inhägnade djur kan vänja sig snabbare till de stimuli de är utsatta för, och för att fullt ut kunna bedöma vindkraftens påverkan på ren rekommenderar de studier i större hägnader eller med frigående djur.

I en studie där hästägare tillfrågades om djurens reaktioner på vindkraft kunde man peka på vissa reaktioner (Seddig 2004); för 11 av de 424 hästar som ingick i studien noterades att de visade oro eller skyggade för skuggor som kastades mot stallfönster eller på marken längs ridvägen. Reaktionerna karaktäriserades dock som mindre kraftiga (t.ex. ingen stegring eller utbrytning ur box), och även dessa 11 hästar vande sig snabbt.

För övriga tamdjur verkar det saknas vetenskapligt upplagda studier av eventuell störning av ljud- eller synintryck från vindkraftverk. Det hänvisas exempelvis till observationer av det slaget att djur ses uppehålla sig direkt intill vindkraftverken eller vila i deras skugga (Vindkraftsutredningen 1999, Australian Wind Energy Association 2004, Sustainability Victoria 2006), men för att kunna dra säkra slutsatser om eventuell störning och undvikande behövs mer kontrollerade studier.



Foto J-O Helldin.

Försök med olika tamdjur har visat att hög ljudnivå orsakar stress. Bullernivåer på 60–75 dBA kan få effekter som ökad andnings- och hjärtfrekvens, ökad vaksamhet och minskad tid för bete hos tamdjur som får och häst (Ames & Arehart 1972, Christensen m.fl. 2005). Gränsvärdet för mekaniskt buller i djurstallar är idag 65 dBA momentan ljudnivå (Jordbruksverket 2010). För djur på bete och utomhusvistelse finns inget motsvarande gränsvärde. Våra egna beräkningar (baserade på Naturvårdsverket 2010) pekar på att bullernivån direkt under ett vindkraftverk (1,5 MW, navhöjd 60 m) ligger mellan 50 och 60 dBA (ekvivalentnivå), alltså under gränsvärdet för stall och även under de nivåer där effekter på tamdjur finns belagda.

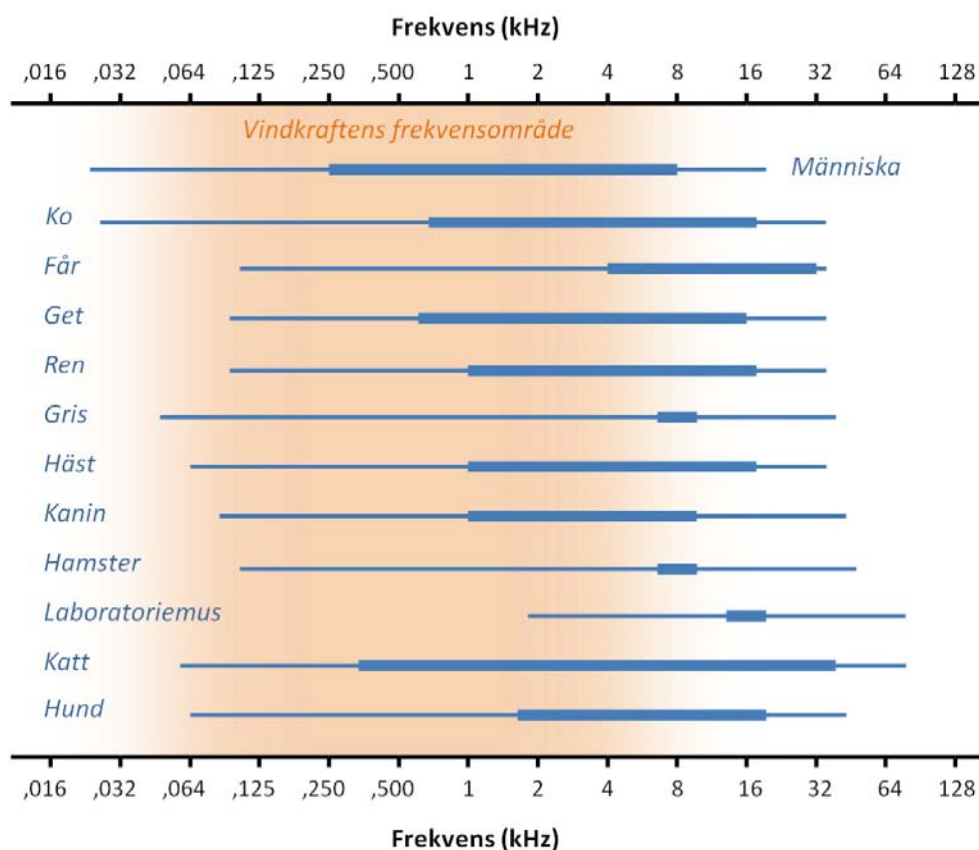
Det faktum att vindkraftsbullret inte är kopplat till någon direkt fara talar för att djuren bör kunna vänja sig vid ljudet. Vindkraftsbullret kan också överröstas ('maskeras') av andra ljud i miljön, såsom trafikbuller eller vindens brus i vegetationen, och därmed åtminstone tidvis upplevas mindre störande (Naturvårdsverket 2010). Vindkraftsbullrets inverkan på tamdjurens välbefinnande och hälsa kan alltså antas vara begränsad.

#### **Faktaruta: Djurs hörsel**

Däggjurens hörsel är inte helt olik människans. Människans kan uppfatta ljud inom frekvensområdet 20–20 000 Hz. Kor har ett hörselområde inom 23–35 000 Hz, med en extra känslighet för ljud kring 8 000 Hz (Heffner & Heffner 1983). Hästar har ett något snävare hörselområde, 55–33 500 Hz, och hör allra bäst inom området 1000–16 000 Hz (Heffner & Heffner 1983). Grisars hörselomfång har en förskjutning mot ultraljud; frekvensomfånget är 42–40 500 Hz med känsligast område inom 250–16 000 Hz (Heffner & Heffner 1990). Getters hörsel sträcker sig 78–37 000 Hz med en frekvens av högsta känslighet kring 2 000 Hz (Heffner & Heffner 1990). Renens hörselomfång sträcker sig 70–38 000 Hz (Flydal m.fl. 2001).

Vindkraftens aerodynamiska ljuds mest framträdande frekvensområde är 63–4000 Hz (Naturvårdsverket 2010). Samtliga ovan nämnda arters hörselområde innefattar alltså detta frekvensområde vilket tyder på att tamboskap inte bör ha några svårigheter att uppfatta detta ljud. Likheter med människans hörselomfång talar för att djuren bör uppleva vindkraftens ljud på liknande sätt som vi människor.





Frekvensområden för hörsel hos människa samt ett antal tamdjur. Bred linje visar känsligaste området = hörbart vid <10 dBA. Vindkraftsbullrets främsta frekvensområde visas med den färgade ytan. Data från Heffner & Heffner (1990, 2007), Flydal m.fl. (2001), samt Nilsson m.fl. (2011).

### 4.3 Elektromagnetism

Risken för effekter på tamdjur av elektromagnetiska fält kring vindturbiner och kraftledningar har diskuterats (Parent 2007). En kunskapsöversikt från 1999 pekade på att inga belägg fanns för att elektromagnetiska fält leder till försämrad djurhälsa, lägre produktivitet eller fertilitet eller förändrat beteende (Renaud m.fl. 1999). Därefter har ett antal experimentella studier av boskap som uppehållit sig i elektromagnetiska fält motsvarande dem runt högspänningsledningar kunnat visa på förändrade hormonnivåer, minskat födointag och minskad mjölkproduktion (Burchard m.fl. 2003, 2006, Rodriguez m.fl. 2004). Förändringarna motsvarade dock inte nivåer som kan anses hälsovådliga (Burchard m.fl. 2006). Algers & Hultgren (1987) undersökte högspänningsledningars påverkan på kornas fruktbarhet och hittade inga effekter.

I jämförelse med nivåerna i de ovannämnda studierna är dock de elektromagnetiska fälten i vindkraftsanläggningar svagare. Fältstyrkan som djuren utsattes för i studierna gäller på bara någon meters avstånd från generatoren, och nere vid markytan under ett vindkraftverk är det elektromagnetiska fältet så svagt att riskerna kan antas vara försumbara (Australian Wind Energy

Association 2004, Parent 2007). Där kraftledningsnätet inom en vindkraftspark ligger i jordledning isoleras det av såväl avskärmningar som jordlager, och även här kan nivåerna vid markytan antas vara försumbara (Australian Wind Energy Association 2004). Sammanfattningsvis hittade vi alltså inga resultat som pekar på att elektromagnetism i vindparker har mätbar effekt på landlevande däggdjur.

## 4.4 Vägar och trafik

Det vägnät som följer med vindkraftsetablering kan påverka landlevande däggdjur på flera sätt. Trafik och friluftsliv kan utgöra störningsfaktorer. Vägar innebär en förlust av naturliga habitat, men också en omvandling av habitat som inte nödvändigtvis behöver vara negativ. Vägar kan också utgöra barriärer för djurens rörelser, och bidra till landskapsfragmenteringen, men även underlätta för rörelser.

Effekter av vägar diskuteras här med avseende på vilt och ren; effekten på andra betande tamdjur kan anses som försumbar (eventuellt med undantag av häst som anses påverkas lättare av trafik än kor och får). De flesta betesmarker har dessutom redan en tillfartsväg, så ytterligare någon väg till ett vindkraftverk torde inte göra någon större skillnad.

### 4.4.1 Störningseffekter av nyttotrafik

Vägtrafik utgör en störningsfaktor för många större arter, men nyttotrafiken i en vindpark i drift är mycket låg (kanske några få fordon per dag) i förhållande till de trafiknivåer där störningseffekter normalt anses göra sig gällande (vilket kan handla om åtminstone hundratals fordon; Helldin m.fl. 2010). Här kan dock finnas skillnader mellan arter. Vägnätet till anläggningar för gasutvinning i Nordamerika, som till både struktur och driftsrelaterad trafik liknar vägnätet i vindparker, undveks tidvis av åsnehjort, kronhjort och vildren (Sawyer m.fl. 2009, Harju m.fl. 2011, Polfus m.fl. 2011). I studierna av åsnehjort och vildren visade man att undvikandet ökade med antalet fordon på vägarna, men att även vägar med färre än tio fordon per dag undveks i viss mån (Sawyer m.fl. 2009).

I en studie på tamren på regional skala från Finland analyserade man renarnas val av hemområde och hur de valde betesområde inom hemområdet (Anttonen m.fl. 2010). Här fann man att renarna valde bort områden med större vägar, men inte områden med mindre vägar som skogsbilvägar, vilket förmodligen berodde på den ringa aktiviteten på den senare vägtypen. I det norska VindRein-projektet visade man att de tamrenar som åter började använda vindkraftsparker efter att konstruktionsfasen var avslutad ändå undvek tillfartsvägarna in i området (Colman m.fl. 2008).

Resultaten tyder på att själva vägnätet och drifttrafiken i någon mån kan påverka både klövviltets och tamrenens rumsliga fördelning. Djurens respons på vägar kan dock variera med tid på dygnet och säsong (till exempel större känslighet under reproduktionsfasen), och med trafikintensiteten, och vissa



Vindpark vid Cottbus, Tyskland. Foto J-O Helldin.

arter är också attraherade av vägnära habitat eller utnyttjar vägar för att lätt förflytta sig mellan områden (Nellemann & Cameron 1998, Bruggeman m.fl. 2007, Laurian m.fl. 2008, Martin m.fl. 2010, Ordiz m.fl. 2011). Det är alltså svårt att dra några generella slutsatser vad gäller det driftsrelaterade användandet av tillfartsvägarna.

#### **4.4.2 Störningseffekter av nöjstrafik, jakt och annat friluftsliv**

Ett större problem än nyttotrafiken kan nöjstrafik och den ökade tillgängligheten för friluftsliv innebära (Helldin & Álvares 2011). Många tillfartsvägar till vindkraftverk är idag öppna för all trafik. Även om vägarna förses med bommar kan vägnätet utnyttjas med hjälp av cyklar, mopeder, motorcyklar, fyrhjulingar och snöskotrar. Allmänheten kan utnyttja den nya infrastrukturen för att nå längre ut i naturen, eller helt enkelt för nöjeskörning. Störningar från människor kan påverka ett flertal däggdjurs aktivitets- och rörelsemönster under de kommande timmarna efter störning (Andersen m.fl. 1996, Olsson m.fl. 2007, Naylor m.fl. 2008), men det har också visats hur störningarna kan få mer långtgående konsekvenser, genom minskad överlevnad, minskad reproduktion eller att hela områden undviks (utan tillgängliga alternativområden) och i förlängningen minskad populationsstorlek (Gill m.fl. 2001, Frair m.fl. 2008). Detta innebär i praktiken en förlust av tillgängliga habitat inom de störda områdena.

Studier har visat att mänskliga störningar kan få enskilda individer av älg att överge sedan tidigare etablerade områden (Andersen m.fl. 1996) och att åsnehjortar dagtid undviker områden med mycket människor (George & Crooks 2006). Två studier av tamren kring en turistort i Finland visade

på att renarna undvek områden med skoterleder och området kring tätorten framförallt under senare delen av vintersäsongen och att hondjuren undvek området nära turistorten även under sommarhalvåret (Helle & Särkelä 1993, Anttonen m.fl. 2010).



På de flesta håll är vägar inom vindparker tillgängliga för all trafik. Vindparken på Kyrkberget, Dalarna. Foto J-O Helldin.

Jägare torde också gärna utnyttja de nya vägarna. Vapen får inte medföras på skoter eller fyrhjuling som körs i terrängen, men däremot på vägar. Ett nytt vägnät fram till vindkraftsanläggningar förenklar därmed i många fall för jägare att transportera sig ut till jaktområden och pass, samt för transport av fällda byten därifrån. Även då vindkraftverk uppförs i slättbygd kan man tänka sig att vägarna underlättar jakten. Det är inte sällan en utmaning att jaga i växande grödor och ett vägnät kan erbjuda en möjlighet att ta sig fram enkelt till fots och dessutom skjuta från en upphöjd position.

Den ökade tillgängligheten till vindkraftsparker kan utgöra ett problem för våra fyra stora rovdjur. De undviker i stor utsträckning områden som regelbundet besöks av människor (Theuerkauf m.fl. 2003, Johnson m.fl. 2005, George & Crooks 2006), och uppvisar en preferens för ”undisturbed, rugged terrain” (Elfström m.fl. 2008, May m.fl. 2008), d.v.s. just sådana mer avlägsna, höglänta områden som kan vara intressanta för vindkraftsetablering. Den av dessa fyra som troligen är mest känslig för mänskliga störningar är järven, som visats undvika områden med vägar (May m.fl. 2006). Särskilt välstuderade i detta perspektiv är emellertid brunbjörn och grizzlybjörn, som tydligt undviker mänskliga störningar när det är möjligt (Nelleman m.fl. 2007, Martin m.fl. 2010). Brunbjörn undviker t.ex. att placera iden <1 km från större och medelstora vägar och enstaka hus (Swenson m.fl. 1996). Samma undvikande har visats ett antal gånger i Nordamerika (ex. Gibeau m.fl. 2002). Där har också flera studier visat att grizzlybjörn undviker områden med tätt skogsbilvägnät, förklarar bl.a. av att vägarna underlättar för jakt (ex. Mace m.fl.

1996). För brun-, grizzly- och svartbjörn har visats att de kan överge idet efter störning från skidåkare, jägare, hundar och liknande friluftsliv, och att lämna idet är förknippat med viktförlust och en högre dödlighet (Linnell m.fl. 2000).

Analys av vargrevir i Sverige visar att det inom reviren finns lägre tätheter av vägar (både allmänna och privata vägar), bebyggd mark och öppen mark, och mindre mänskliga störningar, jämfört med arealerna närmast utanför reviren (Karlsson m.fl. 2007). Även studier av varg i Quebec har visat att vargar undviker vägtäta områden, just för att det ofta finns fler människor i dessa landskap, och att undvikandet är starkast under de delar av året då de har ungar (Houle m.fl. 2010). Enligt de preliminära resultaten från studien av varg i vindkraftsparker i Portugal minskar sannolikheten för närvaro av varg med ökat antal vindturbiner, förklarar av bl.a. oreglerad nöjestråfik och möjligen också tjuvjakt (Álvares m.fl. 2011, Francisco Álvares muntl.). Samma studie pekar på att viktiga platser inom reviret (bl.a. samlingsplatser för vargfamiljer, s.k. 'rendez-vous-platser') omlokaliseras, samt att lyorna för att föda flyttas oftare, efter vindkraftsetablering. Det finns en stor samstämmighet inom den vetenskapliga litteraturen när det gäller att man bör avstå från alla former av exploateringar av värdefulla miljöer för de stora rovdjuren på grund av deras känslighet mot störningar och fragmentering.

#### 4.4.3 Habitatförändringar

Väganläggningen står för huvuddelen av den direkta habitatförlusten vid en vindkraftsetablering. Tillfartsvägen till varje enskilt verk kan lägga under sig drygt 1,5 ha mark (beräknat på 800 m väg och 20 m vägområdesbredd), medan det enskilda verket tar ytterligare 0,5 ha i anspråk (Rönnqvist 2011). Förlusten av naturliga habitat är att betrakta som permanent, men totalt utgör dessa ytor trots allt en liten del av landskapet som helhet, och för de flesta större landlevande däggdjur, som rör sig över stora ytor, utgör denna habitatförlust troligen ingen betydande faktor (Arnett m.fl. 2007, Kuvlesky m.fl. 2007).

Det här gäller dock med förbehållet att om det finns miljöer av central betydelse för djuren, såsom marker med särskilt attraktivt bete, är det viktigt att inte exploatera dessa (Walter m.fl. 2006). Exempelvis föredrar älgen på svenska västkusten under tidig vår höglänta områden med mycket berg i dagen (Olsson m.fl. 2010), just sådana områden som främst är av intresse för vindkraftsproduktion i de boreala skogslandskapen. Det är en känslig period för hjortdjuren, innan vegetationssäsongen kommer igång, och mycket av den tillgängliga födan har lågt näringsinnehåll. Det är inte klarlagt vilka resurser som är viktiga i dessa områden under våren – om de attraheras av de dominerande betesväxterna ljung, en och tall, eller om de där har tillgång till mer "jungfruligt" bete, eftersom det större snödjupet begränsat djurens nyttjande av områdena under vintern (Olsson m.fl. 2010).

Inte heller påverkas alla arter negativt av att ekosystemet förändras på grund av mänsklig aktivitet. Flera av våra landlevande däggdjur kan till och med gynnas av storskaliga landskapsförändringar (Andersen m.fl. 1998, Lavsund m.fl. 2003, Bowman m.fl. 2010, Roever m.fl. 2010). I skogdominerade



Vindparken i Bliekevare, Västerbotten, där drygt 9 km ny väg byggts, och genomsnittlig vägområdesbredd uppmätts till 21 m (Rönnqvist 2011). Ett skalstreck på 500 m (gul linje) har lagts in. På bilden är vindparken under konstruktion. Från Google Earth.



Vindkraft i bohusländska hällmarker. Foto Vägverket.

områden kan kantzoner mot skog och avverkade ytor som inte återbeskogas innebära en lokalt ökad förekomst av löv, gräs och örter, och därmed ge värdefulla foderresurser för växtätare som klövvilt (Kuijper m.fl. 2009, Månsson m.fl. 2010), harar (Hulbert m.fl. 1996, Hiltunen & Kauhala 2006) och smågnagare (Ecke m.fl. 2002, Christensen & Hörnfeldt 2006). Det breda öppna området mellan väg och skog skapar följaktligen nya förutsättningar för vegetation och vilt, och utgör inte någon egentlig habitatförlust utan snarare ett förändrat habitat. I ren slättbygd kan etablering av vindkraft skapa en större variation i landskapet (Jordbruksverket 2011). Tillgång till buskar, permanenta gräsmarker och vägrenar kommer även här att erbjuda föda och skydd för t.ex. harar, rådjur, smågnagare och näbbmöss. Även predatorer som rödrev, småvessla och hermelin skulle kunna gynnas, eftersom de svarar snabbt på en ökad tillgång på smågnagare (Brandt & Lambin 2007, Sidorovich m.fl. 2010). I den mån en vindkraftsetablering attraherar klövvilt kan det finnas positiva effekter för de stora rovdjuren som i viss mån kompenserar för negativa effekter av ökad fragmentering och störning.

Inom vindkraftsanläggningar skulle man kunna välja att sköta tillgängliga marker längs vägar och kraftledningar för att skapa extra föda och skydd åt växtätare, exempelvis genom att skapa och sköta busk- och gräsmarker och sluttande bryn. Sådan skötsel skulle kunna innebära ett icke försumbart tillskott av betesmark för klövvilt, och om klövviltpopulationerna samtidigt regleras genom jakt skulle det kunna innebära minskat betestryck i omgivande skogsmark. I detta sammanhang bör man dock varna för att marker rika på små däggdjur, kadaver av större växtätare etc. kan attrahera rovfåglar, vilka i sin tur löper risk att dödas av vindkraftverken.



Ny väg i Storlidens vindkraftspark, Malå kommun. Foto Anna Skarin.

Ett annat exempel är ren, som i allmänhet använder högre belägna områden under sommaren för att undvika mygg, knott och bromsparasiter (Pollard m.fl. 1996, Skarin m.fl. 2004). För ren som vistas i skogsområden sommartid (främst i skogssamebyarna) kan skogsbilvägar vara ett positivt inslag för att undkomma insektsplågan. Vägar som leder till vindkraftsparker kommer ju också i viss utsträckning att vara överrepresenterade i områden där det är goda vindförhållanden och därför potentiellt attraktiva om renen vill fly undan insekterna.

Resonemanget att växtätare kan gynnas av habitatförändringarna inom vindparker bör kanske avslutas med brasklappen att detta gäller under förutsättning att djuren inte samtidigt störs bort från området av trafik och annan mänsklig aktivitet. Det gäller förstås också under förutsättning att trafiken i vindparksvägarna är så gles att risken för trafikdöd är försumbar.

#### 4.4.4 Barriäreffekter och korridoreffekter

Alla våra landlevande däggdjur torde uppleva högtrafikerade vägar som barriärer för rörelser i landskapet (Helldin m.fl. 2010). De vägar som anläggs för vindkraftens etablering i skogsmiljö är dock funktionellt och strukturellt annorlunda. De kan snarare liknas vid traditionella skogsbilvägar med en låg trafikintensitet, dock med de skillnader att de inte kan följa terrängen lika väl som en mindre skogsbilväg, har bredare sidoområden, samt högre skärningar och vägbankar. Nya vägar för vindkraft är därmed något mitt emellan en traditionell skogsbilväg och en asfalterad allmän väg.

Redan små, lågtrafikerade grusvägar kan utgöra betydande barriärer för smågnagare (Kozel & Fleharty 1979, Swihart & Slade 1984, Rico m.fl. 2007), och barriärverkan ökar med vägbredd och trafiktäthet (Oxley m.fl. 1975, Mader 1984). Smågnagare kan löpa en större predationsrisk när de passerar mindre grusvägar med låg trafikvolym, p.g.a. avsaknaden av skyddande vegetation (Brehme m.fl. 2011). Barriäreffekterna kan vara kumulativa, på det viset att den totala barriärverkan ökar med ökad vägtäthet i landskapet (McGregor m.fl. 2008), vilket innebär att ett nät av relativt små vägar kan utgöra en effektiv barriär för rörelser på landskapsnivån för dessa arter. Barriäreffekten kan dock minskas av att skyddande vegetation tillåts komma upp ända fram till vägytan (Goosem 2001).

Mården är knuten till rena skogsmiljöer (Brainerd & Rolstad 2002, Sidorovich m.fl. 2010), och rör sig ogärna över öppna ytor, så även smalare skogsvägar. Detta är en art som skulle kunna missgynnas lokalt av den fragmentering av skog som vindkraftsetableringar kan innebära.

För större arter utgör dock inte skogsbilvägar några betydande barriärer. Istället förflyttar sig djuren ofta längs lågtrafikerade vägar, vilket skapar s.k. korridoreffekter. Korridoreffekten kan vara både positiv och negativ. Rovdjur som räv och varg rör sig ofta längs vägar, vilket självklart är positivt för dessa arter, men kan innebära ökad predation i ett område längs vägen. Snöröjda vägar kan bli viktiga vandringsvägar för klövvilt när djup snö försvårar rörelser i landskapet. Även för ren kan detta vara positivt i det korta perspektivet, eftersom den förmodligen upplever att det är lättare att transportera sig och



att hitta föda. För rennäringen innebär dock denna effekt ett problem, eftersom det kan leda till att renarna sprider ut sig och hanteringen av hjorden försvåras (Larsen 2002). Vidare kan det leda till att renarna kommer tidigare till områden som är tänkta att användas senare under säsongen, vilket i sin tur kan leda till överbetning inom dessa områden (Larsen 2002).

## 4.5 Kraftledningar och kraftledningsgator

Vissa studier av vildren har pekat på att arten undviker områden nära kraftledningar (Nellemann m.fl. 2001) och att kraftledningarna fungerar som barriärer för rörelser i fjällområden (Nellemann m.fl. 2001, Vistnes m.fl. 2004). Preliminära resultat från studier av renens markanvändning i skogsområdet under försommar och sommar i ett område som är aktuellt för utbyggnad av vindkraft, visar på att renarna i allmänhet använder områden nära och under kraftledningar mindre än andra områden (Skarin & Rönnegård 2011).

En del studier visar dock på att det inte finns ett sådant undvikande. Reimers m.fl. (2007) kunde inte se att vildrenarna valde bort områden runt en kraftledning. I den senare studien studerade man dock endast renar som var upp till 3 km från kraftledningarna, medan andra studier har konstaterat ett flertal gånger att renar väljer bort en zon upp till 4 km bort från större kraftledningar och istället väljer att uppehålla sig i områden 4–10 km bort från kraftledningarna (Nellemann m.fl. 2001, Vistnes & Nellemann 2001, Vistnes m.fl. 2004). En senare studie på renens habitatval inom 5 km från en kraftledning visade att de inte undvek området kring kraftledningen (Bergmo 2011). Lokala studier av renars beteende i närheten av kraftledningar (Flydal m.fl.



Ny kraftledning i anslutning till Jokkmokklidens vindkraftpark, Malå kommun. I bakgrunden syns även en ny kraftledningsgata till Storlidens vindkraftpark. Foto Anna Skarin.

2004, 2009) fann att renarnas beteende inte förändrades eller påverkades negativt (t.ex. att de inte fick mindre tid till att beta eller idissla) i närheten av kraftledningarna. Men studien gjordes på renar i hägn som inte hade möjlighet att välja ett område längre bort än 400 m från kraftledningen.

De olika resultaten beror alltså förmodligen på att man studerat olika skalor, d.v.s. i de studier som gjorts på en regional skala har man sett att renarna undvikit kraftledningarna, medan de studier som inte finner några effekter har gjorts på lokal skala.

**Faktaruta: Pågående forskningsprojekt om ren, rennäring och vindkraft**

För närvarande pågår det tre olika forskningsprojekt i Sverige och Norge som specifikt behandlar hur renen påverkas av utbyggnad av vindkraft och kraftledningar. I alla tre projekten samlar man framförallt in information om renarnas arealbruk och rörelsemönster med hjälp av GPS-försedda renar och genom att göra spillningsinventeringar.

VindRein-projektet i Norge startades år 2005 av Jonathan Colman och medarbetare vid Universitetet i Oslo. År 2007 startade också KraftRein-projektet, och de två projekten bedrivs i nära samverkan. De beräknas pågå till minst 2016. Projekten syftar främst till att studera konsekvenserna av vindkraft respektive kraftledningsutbyggnad på vild- och tamren och rennäring i Norge. För närvarande arbetar projektet i 5 olika studieområden längs Norges kust och i fjällområdet; Essand, Kjøllefjord, Vannøy, Fosen och Setesdal. I Essand renbetesdistrikt studerar man hur en ny 420 kV kraftledning (Nea-Järpstrømmen) påverkat renens användning av området och även i Setesdalens vildrensområde studerar man påverkan från en ny 420kV kraftledning. Preliminära resultat visar att renarnas rörelsehastighet ökar under kraftledningen i bägge områdena, men man kan inte heller utesluta att det finns andra orsaker till den högre hastigheten än att de är störda av kraftledningen. I Kjøllefjord studeras effekten på tamren av en vindkraftpark (17 verk) som stod driftklar 2006. Här har man framförallt studerat barriäreffekten av vägarna in i området och hur renarna använt området runt vindkraftparken. Man har också gjort försök med revegetering av området i parken. Projektet på Vannøy studerar effekterna på tamren av Fakken vindkraftpark (18 verk) som beräknas tas i drift 2012. På Vannøy har man haft stora försök med revegetering. Här visar preliminära resultat att renarna använt området i närheten av riksvägen (och en 22 kV kraftledning) mer än områden som ligger längre ifrån vägen, vilket troligen beror på att de bästa betesområdena ligger i närheten av vägen. I Fosen renbetesdistrikt har sex olika vindkraftutbyggnader av olika storlek fått tillstånd och VindRein följer upp effekterna av samtliga utbyggnader genom att ha 22 GPS-försedda renar, före under och efter utbyggnad. I samtliga studieområden pågår fortfarande datainsamling och en sammanställning för olika år finns att läsa i projektets årsrapporter (se exempelvis Colman m.fl. 2008, 2010).

I Sverige pågår 2009–2012 ett projekt i regi av Anna Skarin på SLU, finansierat inom Vindvalsprogrammet. Projektet tar fram kunskap om hur tamren i skogslandskapet påverkas av anläggning av vindkraft. En delrapport om metoder för spillningsinventering har publicerats (Skarin & Hörnell-Willebrand 2011). Projektet har arbetat med en modell för renens livsmiljö (habitatmodell) för att kunna förutsäga och värdera renbetesområden som är aktuella för vindkraftutbyggnad i skogslandskapet. Habitatmodellen har till syfte att underlätta planeringen vid vindkraftsetableringar, för att tillvarata markområden för såväl rennäring som vindkraft på bästa sätt. Studieområdet ligger i Malå skogssameby där man har flera olika utbyggnader av vindkraft. Projektet studerar framförallt förhållandena kring Storlidens (8 verk) och Jokkmokklidens (10 verk) vindkraftparker.

För att komplettera studierna i fjällområdet och i sommarbetesområdet i skogen startades ytterligare ett projekt som rör renens vinterbetesområde i skogen. Det är ett svensk-norskt projekt som pågår 2010–2013 och drivs av Christian Nellemann vid Norut Alta och Anna Skarin vid SLU. Studieområdena finns här i Västerbotten inom Vilhelmina Norra sameby och Stor-Rotlidens vindkraftpark (40 verk) och i Norrbotten i Östra Kikkejaure och projektet i Markbygden (330 verk ingår i studieområdet).

## 4.6 Eventuell stängsling

För att minska riskerna med så kallade iskast och andra fallande föremål från vindkraftverk har uthägnad av ytan kring vindkraftverk diskuterats. Sådan stängsling skulle givetvis få effekter även på större däggdjur, men eftersom det i dagsläget inte är aktuellt med stängsling vare sig i Sverige eller utomlands väljer vi att här inte beröra frågan vidare.

## 4.7 Översiktlig bedömning av effekterna

Baserat på den litteratur och de resonemang som beskrivs ovan görs här en översiktlig bedömning av omfattningen av effekterna av vindkraft på landlevande däggdjur (tabell 1). De kriterier som använts i bedömningen är följande:

### Säkerhet i bedömningen

- 1: Studier saknas och bedömningen grundar sig på allmän kunskap om arter och beteenden
- 2: Litteraturen är mycket begränsad, kunskapen härstammar från närliggande fält, men ger ändå ett visst underlag för en vetenskapligt grundad bedömning
- 3: Kunskapsbasen ger ett bra underlag för en vetenskapligt grundad bedömning
- 4: Kunskapsbasen är mycket god och ger en säker bedömning

### Effekt

Svag: Små effekter på ett begränsat antal individer, resultat från olika studier kan vara motsägande

Måttlig: Tydliga men ej stora effekter – mellanting mellan svag och stark

Stark: Stora effekter på en stor andel av de berörda individerna

### Rumslig utbredning

Liten: Effekterna begränsar sig till själva vindkraftsanläggningen (inom några hundratal meter från verk, vägar och ledningar)

Stor: Effekterna når långt utanför själva anläggningen

### Tidsmässig omfattning

Kort: Effekterna varar bara under byggfasen/nedmonteringen

Lång: Effekterna varar under byggfasen/nedmontering samt hela driftfasen

Permanent: Effekterna kvarstår efter det att vindkraftverken avvecklats

Påverkansfaktorer som leder till måttliga eller starka effekter, som har stor rumslig utbredning och lång tidsmässig omfattning kan förväntas innebära konsekvenser på populationsnivån för aktuella arter. Det bör dock noteras att om vindkraftsetablering sker på många platser i landskapet, eller om nya

byggprojekt tar vid i direkt anslutning till redan genomförda, kan även effekter med liten rumslig utbredning eller kort tidsmässig omfattning leda till effekter inom ett större område och innebära konsekvenser på populationsnivån. Sådana 'kumulativa effekter' beskrivs ytterligare i avsnitt 5 nedan.

**Tabell 1. Översikt över de effekter av vindkraft på landlevande däggdjur som beskrivs i avsnitt 4. Kriterierna förklaras ovan. För varje djurgrupp tas endast de faktorer upp där effekterna på landlevande djur har studerats. Det inte kan uteslutas att de faktorer som inte studerats ändå kan vara av betydelse, och de kombinationer av artgrupper och faktorer som saknas i tabellen uttrycker därmed kunskapsbrister.**

	<b>Faktorer som bedöms kunna påverka landlevande däggdjur</b> (hänvisn. till avsnitt i texten)	<b>Säkerhet i bedömningen</b> (1=låg, 4=hög)	<b>Effekt</b> (negativ om inte annat anges)	<b>Rumslig utbredning</b>	<b>Tidsmässig omfattning</b>
<b>Stora rovdjur</b>	Störningar under konstruktionsfasen (4.1)	2	Stark	Liten	Kort-Lång*
	Buller/synintryck från turbiner i drift (4.2)	1	Måttlig	Liten	Lång
	Störning från nöjestråfik och friluftsliv (4.4.2)	2	Stark	Stor	Lång
	Vägar som barriärer/korridorer (4.4.4)	2	Svag (möjl. positiv)	Liten	Lång
<b>Klövilt och ren</b>	Störningar under konstruktionsfasen (4.1)	2	Måttlig	Liten	Kort-Lång*
	Buller/synintryck från turbiner i drift (4.2)	1	Svag	Liten	Lång
	Störning från nyttotrafik (4.4.1)	2	Svag	Liten	Lång
	Störning från nöjestråfik och friluftsliv (4.4.2)	2	Måttlig-Stark	Stor	Lång
	Habitatförändringar (4.4.3)	2	Svag (möjl. positiv)	Liten	Lång/Permanent
	Vägar som barriärer/korridorer (4.4.4)	2	Svag (möjl. positiv)	Stor	Lång
	Kraftledning, kraftledningsgator (4.5)	2	Måttlig	Liten	Lång
<b>Mindre däggdjur</b>	Buller/synintryck från turbiner i drift (4.2)	2	Svag	Liten	Lång
	Habitatförändringar (4.4.3)	2	Svag-Måttlig (möjl. positiv)	Liten	Lång/Permanent
	Vägar som barriärer/korridorer (4.4.4)	3	Svag-Måttlig	Liten	Lång
<b>Tamdjur utom ren</b>	Buller/synintryck från turbiner i drift (4.2)	3	Svag	Liten	Lång
	Elektromagnetism (4.3)	2	Svag	Liten	Lång

\* Beroende på hur lång tid byggskedet omfattar.

## 5 Effekterna i ett större perspektiv

Vindkraftsetableringar är endast en av många mänskliga faktorer som kan påverka däggdjurens numerär och beteende. Det kan därför vara intressant att sätta effekter av en vindkraftsetablering i relation till övrig mänsklig påverkan. Mest relevant ur ett naturvårdsperspektiv är att beakta de kumulativa effekterna, d.v.s. de samlade effekterna av ett projekt tillsammans med annan tidigare, pågående och planerad exploatering eller nyttjande av landskapet. Även om populationstätheterna för de större viltarterna i stor utsträckning avgörs av jakt samt jord- och skogsbrukets markanvändning kan en ny påverkansfaktor som exempelvis en vindkraftsutbyggnad ge oväntat stora effekter då den läggs till ett redan påverkat system. Beskrivningen av sådana kumulativa effekter är generellt sett bristfällig inom alla typer av exploateringsärenden (Cooper & Sheate 2002, Folkeson 2010), så även för vindkraft (Fox m.fl. 2006, Masden m.fl. 2010).

Även om kunskapsunderlaget generellt är tunt visar genomgången ovan att det inte kan uteslutas att landlevande däggdjur, främst stora rovdjur samt klövvilt och ren, kan påverkas på olika sätt av vindkraftsutbyggnad. De beskrivna effekterna kanske inte framstår som dramatiska, men de ska alltså ses i ljuset av övrig påverkan på dessa arter. De ska också ses i ljuset av att den framtida vindkraftsutbyggnaden i stor utsträckning förväntas ske i inlandet.

För de större arterna torde påverkan från vindkraft bero främst på nätet av tillfartsvägar till vindkraftverken. Det är här fråga om barriär- och korridor-effekter samt viss störning från nyttotrafik, men kanske främst en störning via den ökade tillgängligheten för friluftsliv, jakt och nöjestråfik. Om djuren undviker störda områden blir effekten i praktiken en förlust av tillgängligt habitat. På en större geografisk skala utgör vägarna inom vindparker visserligen endast ett litet tillägg till det redan existerande nätet av större och mindre bilvägar, och man kan utifrån detta argumentera för att tillägget saknar betydelse. Men eftersom vindkraftsutbyggnad i åtminstone skogslandskapet kan förväntas ske i de sedan tidigare minst exploaterade områdena, som kan utgöra refugier för bl.a. de stora rovdjuren, kan nya vägar i dessa områden komma att få betydande effekt på dessa arter.

Överhuvudtaget behövs en geografisk analys av de områden i landet som pekas ut som lämpliga för vindkraftsetablering, t.ex. i kommunala översiktsplaner eller områden av riksintresse för vindbruk. En sådan analys skulle ge svar på om dessa områden omfattar några specifikt ovanliga miljöer, såsom exempelvis stora väglösa områden, sådan särskilt kuperad terräng där björn och järv föredrar att placera sina iden, eller kvarvarande viktiga betesmarker för ren eller klövvilt.

Ett annat exempel på där det är de kumulativa effekterna som är centrala är för renen och också renskötseln, där exploatering (och då inte bara vindkraft) på flera platser inom en sameby kan innebära en total försämring av hela betesområdet, även om inte en enskild exploatering gör så stor skillnad. Det kan därför vara viktigt att inte exploatera flera områden samtidigt utan

att ett område får byggas ut först och att konsekvenserna av detta utvärderas innan fler områden bebyggs. Om en utbyggnad får konsekvensen att renarna undviker området och flyttar till andra områden blir betetrycket högre i de andra områdena, vilket får till följd att betesmarkerna försämras totalt sett. Samma resonemang kan gälla även för vilda klövdjur.

Ytterligare en risk för kumulativa effekter uppstår vid utbyggnad av större vindparker. Även små och lokala effekter kan där summera ihop till betydande effekter på populationsnivån. Exempelvis är störningar under byggtiden temporära, men en successiv utbyggnad av en större vindpark kan göra att byggtiden drar ut över flera år, och påverkan från byggandet inom ett större område kan bli långvarig. Det kan finnas tröskelvärden, där de kumulativa effekterna ökar oproportionerligt mycket. Sådan icke-linjär respons på vägtäthet har beskrivits för t.ex. nordamerikansk kronhjort (Frairs m.fl. 2008).

Förutom störningarna innebär vägnätet även en viss förlust av naturliga habitat, men för de flesta landlevande däggdjur, vilka rör sig över stora ytor, är denna förlust troligen av marginell betydelse, särskilt i jämförelse med den storskaliga landskapsomvandling som det moderna jord- och skogsbruket innebär. Omvandling av habitat behöver inte heller nödvändigtvis vara negativ, utan kan t.ex. skapa nya foderresurser för växtätare. Renar kan utnyttja skogsbilvägar för att undkomma besvärande insekter. Flera arter, t.ex. varg, räv, älg och ren, förflyttar sig också gärna längs lågtrafikerade vägar (i fallen varg och räv kan det i sin tur innebära en ökad predation intill vägarna).

Det kan tilläggas att för andra tamdjur än ren kan eventuella nya vägar till vindkraftverk anses utgöra en försumbar faktor, eftersom det i de allra flesta fall redan finns väg i anslutning till betesmarken (om dock den nya vägen medför ökad trafik kan en viss effekt inte uteslutas; forskning saknas dock om detta).

Det kan finnas skillnader i hur störningseffekter gör sig gällande, beroende på landskap och pågående markanvändning. I redan störningsutsatta områden, såsom de flesta jordbrukslandskap, kanske inte en vindkraftsetablering påverkar de förekommande arterna i en lika hög omfattning som i mer glesbefolkade skogs- eller fjälllandskap.

## 6 Särskilda kunskapsbrister

Denna kunskapsöversikt över vindkraftens effekter på landlevande däggdjur har visat på stora kunskapsluckor. Det finns många frågor som skulle behöva besvaras genom forskning, men vi vill särskilt peka ut forskningsbehov inom följande tre områden.

- Effekter av buller och synintryck från vindkraftverk på landlevande däggdjur

Vår sammanställning visar att sådan kunskap i det närmaste saknas helt. Störningar från etablering, underhåll och infrastruktur kring verken kan diskuteras utifrån studier av effekter av annan exploatering; det råder dock en närmast fullständig brist på vetenskapliga studier av effekterna av själva verken. Denna brist kan avhjälpas med hjälp av enhetliga uppföljningssystem vid etableringar.

- Kumulativa effekter av vindkraftsetableringar och annan exploatering  
Flera vindkraftsetableringar som var för sig inte skulle haft så stor inverkan kan tillsammans få stora effekter, exempelvis genom att skapa barriäreffekter på landskapsnivån. På motsvarande sätt måste effekterna av vindkraftsetableringar vägas samman med effekter av andra typer av exploatering, exempelvis i form av ett mer utbyggt vägnät och mer fragmenterat landskap. Kunskapsbristen när det gäller kumulativa effekter är inte unik för vindkraftsetableringar, men det blir särskilt besvärande när vi dessutom har bristande kunskap om effekterna inom de olika objekten (se punkten ovan).

- Effekter på landskapsnivå

Det saknas idag en geografisk analys av vindkraftsetableringar på regional och nationell nivå. Dels kan detta leda till kumulativa effekter (se ovan), där det kan krävas att man tar hänsyn till etableringar i andra kommuner eller län, dels kan en omfattande etablering på nationell nivå göra att tillgången till vissa habitattyper minskar kraftigt. Ett exempel är den typ av ostörd, oländig och höglänt terräng som föredras av våra stora rovdjur, ett annat exempel är betesmarker av särskilt värde för klövdjur. De områden som nyttjas av dessa arter tillhör dem som troligen är utsatta för hårdast exploateringsstryck från vindkraft idag. Det behövs en analys av mängden tillgängligt habitat för våra stora rovdjur, och i vilken grad dessa områden kan komma att tas i anspråk för vindkraft, för att kunna bedöma hur eventuella etableringar kan komma att påverka populationerna av dessa arter.

## 7 Rekommendationer i samband med tillståndsgivning

Med tanke på det bristande kunskapsläget är det svårt att rikta några tydliga rekommendationer i samband med planering och uppförande av ny vindkraft. Bristen på en samlad bild manar förstås till försiktighet när det gäller att dra slutsatser om vare sig effekter eller avsaknad därav. En central rekommendation blir att ta varje utbyggnad som ett tillfälle att stärka kunskapsläget, genom att genomföra kvalitetssäkrade kontrollprogram (se avsnitt 8 nedan).

Av försiktighetsskäl bör man sträva efter att minimera de negativa effekter på landlevande däggdjur som kan misstänkas, även om de inte är belagda. Det skulle exempelvis innebära att man undviker att bygga under särskilt känsliga tider på året (t.ex. kalvningstid), eller att begränsa allmänhetens tillgänglighet till tillfartsvägarna. Det bör också finnas en beredskap att undvika att förlägga vindkraft till vissa typer av områden som kan antas vara av särskilt värde för ren eller för större viltarter.

Utöver att minimera negativa effekter kan man sköta tillgängliga marker längs vägar och kraftledningar för att skapa extra föda och skydd åt växtätare, exempelvis genom midjeröjning av löv, skapande av busk- och gräsmarker och sluttande bryn. Åtgärden kan dock diskuteras, eftersom man samtidigt riskerar att skapa s.k. ekologiska fällor, där djur lockas till områden där de löper risk att dödas av trafik eller, i den mån även rovfåglar attraheras, vindkraftverk och kraftledningar.



## 8 Utformning av kontrollprogram

För att successivt täppa till de stora kunskapsluckor som identifieras i denna rapport föreslår vi att kontrollprogram för ny vindkraft läggs upp så att kunskapsläget förbättras på sikt. Kontrollprogrammen bör därutöver samordnas nationellt, och framtagna data tillgängliggöras för forskning och annan övergripande analys. Sådan uppföljning och analys utgör grundpelare i ett 'adaptivt system' – ett system som skapar nya kunskaper för att bättre kunna miljöanpassa framtida etableringar, och som alltså successivt blir allt bättre.

För att åstadkomma ett kontrollprogram av sådan kvalitet att det skapar nya generaliserbara kunskaper kan man följa vissa principer, vilka i sig inte behöver fördyra kontrollprogrammet. I gengäld vinner man alltså kunskaper som kan minska det framtida behovet av uppföljning, och få en vetenskapligt uppbyggd kunskapsbas för vindkraftsutbyggnad i linje med miljömål och miljölagstiftning. Vi beskriver här dessa principer i korthet:

1. *Definiera mål.* En viktig utgångspunkt är att det finns ett väl definierat mål för uppföljningen, så att det är klargjort vilka frågeställningar man vill belysa. Frågeställningarna ska vara miljömässigt relevanta, vad gäller t.ex. arter, effekter, tidsskala och geografisk skala. Målformuleringen måste komma först, och ligga till grund för val av inventerings- och analysmetoder. Programmet måste generera data av sådan kvalitet och kvantitet att analyserna ger möjlighet att besvara de uppställda frågeställningarna.

2. *Minimera extrapolering.* Den valda metoden ska ge resultat som ligger så nära de uppställda frågeställningarna som möjligt, d.v.s. resultaten ska inte behöva extrapoleras till en helt ny situation för att bli relevanta. Om det exempelvis är förändringar i populationstäthet som är det intressanta bör man inte bara studera beteende, eftersom kopplingen mellan beteende och populationsstäthet bygger på ett antal mer eller mindre osäkra antaganden. Det är också viktigt att studiens skalor i tid och rum inte avviker från de skalor som ligger i frågeställningen.

3. *Använd standardiserad metodik.* Metodiken bör vara beprövad och vedertagen från forskning eller miljöövervakning. Inventeringsmetodik och försöksupplägget bör också vara någorlunda lika mellan olika kontrollprogram, för att få jämförbarhet mellan tider och platser. Man kan då lägga ihop resultaten från flera mindre studier i en större analys som kan svara på fler frågor och göra det på en säkrare grund.

4. *Följ de s.k. 'BACI-principerna'.* Ett väl genomarbetat upplägg av provtyper ökar kraftigt styrkan i resultaten. Programmet bör förslagsvis följa BACI-principerna (Before-After-Control-Impact, se faktaruta nedan) så långt tillgängliga medel tillåter.

5. *Beskriv kumulativa effekter.* Eftersom det är de kumulativa effekterna som visar de fulla konsekvenserna av en exploatering bör man så långt det är möjligt beskriva effekterna av en vindkraftsetablering i ljuset av annan tidigare, pågående och planerad vindkraft och annan påverkan på de studerade arterna.

6. *Skriv en plan.* Planen ska förutom mål, frågeställningar, metodik och analys tydligt beskriva av vem, var, hur och när alla moment ska utföras.

Som ett första steg mot den standardisering av undersökningsmetod vi föreslår i punkt 3 bör en vägledning för val av metod skrivas. Skarin & Hörnell-Willebrand (2011) samt Lundberg (2011) har gjort översikter över inventeringsmetoder som är lämpliga för att studera effekter av vindkraft på landlevande däggdjur (vilt och ren). Dessa rapporter kan användas som en utgångspunkt för en vägledning. Skarin & Hörnell-Willebrand (2011) beskriver t.ex. olika typer av design för spillningsinventering av ren som även kan tillämpas på andra klövdjur. Lundberg (2011) bedömer provyteinventering av spillning, avståndsinventering (s.k. distance sampling) av spillning eller djur längs transekter, fångst-återfångst, spårinventering på snö i kombination med GPS-karteringar och eventuellt DNA-analyser som användbara metoder för vilt. Samtliga av dessa metoder har för- och nackdelar beroende på vilka frågeställningar och djurgrupper man är intresserad av, hur stor den tillgängliga budgeten är och vilka felmarginaler man kan tolerera. En kombination av metoder rekommenderas för att öka säkerheten i resultaten.

**Faktaruta: Upplägg av kontrollprogram enligt BACI**

Att följa de s.k. BACI-principerna för försöksupplägg ökar kraftigt styrkan i resultaten. BACI kommer från engelskans Before-After-Control-Impact, och innebär i korthet att man följer upp inte bara det område som påverkas av vindkraft (Impact) utan även ett likartat område som inte påverkas (Control), och att man påbörjar undersökningen redan innan vindkraftsetableringen, så att man får data från perioderna både före (Before) och efter (After) påverkan har gjort sig gällande (se BACI i figuren nedan). Idealiskt ska båda perioderna (före och efter) omfatta >1 år för att täcka in eventuell variation i tiden.

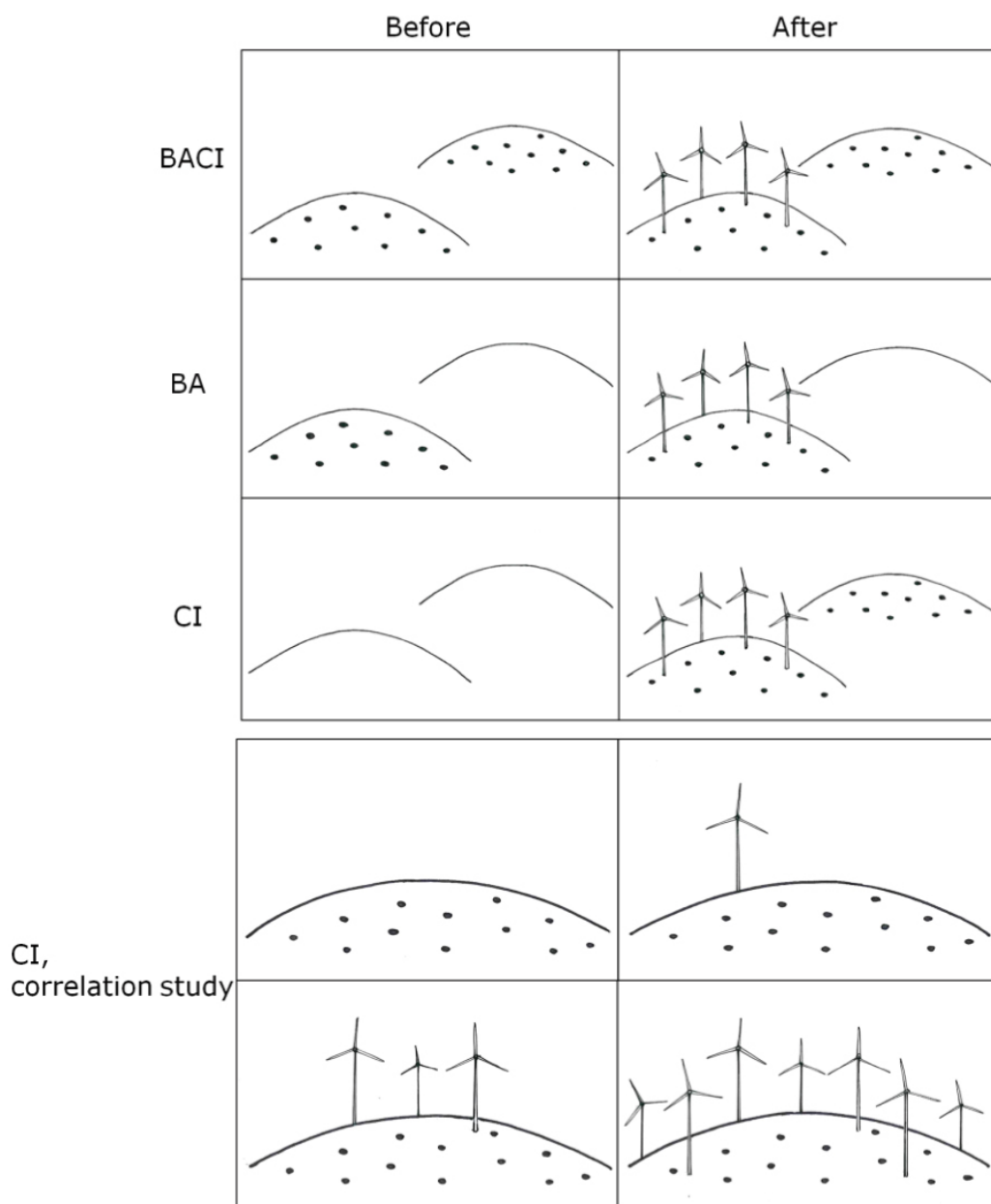
En undersökning bör förstås också omfatta >1 sådant BACI-par, för att ytterligare kunna utesluta att en skillnad beror på någon annan miljöfaktor än just vindkraften. Beroende på den geografiska skalan i undersökningen kan en sådan replikering åstadkommas inom ett enskilt kontrollprogram eller genom att resultat från flera olika kontrollprogram läggs ihop (under förutsättning att undersökningsmetoden är densamma).

En variant som kan vara aktuell i fråga om vindkraft är BDACI = Before-During-After-Control-Impact, där ytterligare en studieperiod läggs in, under (During) själva byggskedet. Ett sådant upplägg krävs om man ska kunna särskilja effekter som härrör sig specifikt till byggskedet.

Om ett BACI-upplägg av olika anledningar inte är möjligt att åstadkomma finns två del-upplägg som följer samma principer, men som vart och ett har sina begränsningar. En studie som följer endast det påverkade området, före och efter vindkraftsetableringen (BA, se figuren nedan), kan visa på en skillnad i mätvärde, men det är då oklart om samma förändring hade skett på platsen även utan etableringen. En studie som påbörjas först när vindkraften är etablerad, och endast jämför det påverkade området med ett opåverkat referensområde (CI, se figuren nedan) lämnar öppet för att en skillnad i mätvärde mellan de två områdena egentligen beror på någon annan miljöfaktor än vindkraften.

En vanlig variant på det senare upplägget, och som kan generera ett relativt starkt resultat, är en studie som omfattar flera områden med olika grader av påverkan (det skulle t.ex. kunna vara olika antal kraftverk i en vindpark), och där en korrelation mellan påverkan och mätvärde pekar på ett orsakssamband (en s.k. CI correlation study, se figuren nedan).

Mer om dessa principer kan man läsa i Green (1979), och ett exempel på en BACI-studie av effekter av vindkraft på fåglar och smådäggdjur beskrivs av De Lucas m.fl. (2005).



Försöksupplägg enligt BACI-principer. De svarta punkterna representerar någon form av undersökningsytor (t.ex. spillningsytor). För förklaring till figurerna, se faktarutans text. Illustration Lars Jäderberg.

## 9 Referenser

Algers B. & Hultgren J. 1987. Effects of long-term exposure to a 400-kV, 50-Hz transmission line on estrous and fertility in cows. *Preventive Veterinary Medicine* 5:21–36.

Álvares F., Rio-Maior H., Roque S., Nakamura M., Cadete D., Pinto S. & Petrucci-Fonseca F. 2011. Assessing ecological responses of wolves to wind power plants in Portugal: methodological constraints and conservation implications. *Proceedings, Conference on Wind Energy and Wildlife Impacts*, Trondheim, Norge, 2–5 maj 2011.

Ames D.R. & Arehart L.A. 1972. Physiological response of lambs to auditory stimuli. *Journal of Animal Science* 34:994–998.

Andersen R., Linell J.D.C. & Langvatn R. 1996. Short term behavioural and physiological response of moose (*Alces alces*) to military disturbance in Norway. *Biological Conservation* 77:169–176.

Andersen R., Duncan P., & Linnell J.D.C. 1998. *The European roe deer: The Biology of Success*. Scandinavian University Press, Oslo.

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

Arnett E.B., Inkley D.B., Johnson D.H., Larkin R.P., Manes S., Manville A.M., Mason R., Morrison M., Strickland M.D. & Thresher R. 2007. *Impacts of Wind Energy Facilities on Wildlife and Wildlife habitat*. Special Issue by The Wildlife Society. Technical Review 07-2.

Australian Wind Energy Association 2004. *The Electromagnetic Compatibility and Electromagnetic Field Implications for Wind Farming in Australia*. Rapport till Australian Government, Australian Greenhouse Office.

Barja I., Silván G., Rosellini S., Piñeiro A., González-Gil A., Camacho L. & Illera J.C. 2007. Stress physiological responses to tourist pressure in a wild population of European pine marten. *Journal of Steroid Biochemistry and Molecular Biology* 104:136–142.

Begon M., Harper J.L. & Townsend C.R. 1996. *Ecology*. 3<sup>rd</sup> Edition. UK: Blackwell Science.

Berger J. 2007. Fear, human shields and the redistribution of prey and predators in protected areas. *Biology Letters* 3:620–623.

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

- Berryman A.A. 1992. The origins and evolution of predator-prey theory. *Ecology* 73:1530–1535.
- Bowman J., Ray J.C., Magoun A.J., Johnson D.S. & Dawson E.N. 2010. Roads, logging, and the large-mammal community of an eastern Canadian boreal forest. *Canadian Journal of Zoology* 88:454–467.
- Brainerd S. & Rolstad J. 2002. Habitat selection by Eurasian pine martens *Martes martes* in managed forests of southern boreal Scandinavia. *Wildlife Biology* 8(4):289–297.
- Brandt M.J. & Lambin X. 2007. Movement patterns of a specialist predator, the weasel *Mustela nivalis* exploiting asynchronous cyclic field vole *Microtus agrestis* populations. *Acta Theriologica* 52(1):13–25.
- Brehme C., Tracey J.A. & Fisher R.N. 2011. Roads differentially affect movement and survivorship of small mammals and lizards. Abstract at the International Conference on Ecology and Transportation (ICOET) 2011, Seattle, Washington.
- Brown J.S. & Kotler B.P. 2007. Foraging and the ecology of fear. Sid. 437–480 i: Stephens D.W., Brown J.S. & Ydenberg R.C. (red) *Foraging: Behavior and Ecology*. University of Chicago Press.
- Bruggeman J.E., Garrott R.A., White P.J., Watson F.G.R. & Wallen R. 2007. Covariates affecting spatial variability in bison travel behavior in Yellowstone National Park. *Ecological Applications* 17:1411–1423.
- Bråthen K. A., Ims R.A., Yoccoz N.G., Fauchald P., Tveraa T. & Hausner V.H. 2007. Induced shift in ecosystem productivity? Extensive scale effects of abundant large herbivores. *Ecosystems* 10:773–789.
- Burchard J.F., Monardes H. & Nguyen D.H. 2003. Effect of 10 kV, 30  $\mu$ T, 60 Hz Electric and Magnetic Fields on Milk Production and Feed Intake in Nonpregnant Dairy Cattle. *Bioelectromagnetics* 24:557–563.
- Burchard J.F., Nguyen D.H. & Rodriguez M. 2006. Plasma Concentrations of Thyroxine in Dairy Cows Exposed to 60 Hz Electric and Magnetic Fields. *Bioelectromagnetics* 27:553–559.
- Cameron R. D., Smith W.T., White R.G. & Griffith B. 2005. Central arctic caribou and petroleum development: Distributional, nutritional, and reproductive implications. *Arctic* 58:1–9.
- Christensen J.W., Keeling L. & Lindstrøm Nielsen B. 2005. Responses of horses to novel visual, olfactory and auditory stimuli. *Applied Animal Behaviour Science* 93:53–65.
- Christensen P. & Hörnfeldt B. 2006. Habitat preferences of *Clethrionomys rufocanus* in boreal Sweden. *Landscape Ecology* 21:185–194.

Colman J.E., Eftestøl S., Lilleeng N.S. & Rønning H. 2008. Zoologiske studier. Sid 8–51 i VindRein Årsrapport 2008, Universitetet i Oslo.

Colman J.E., Eftestøl S. & Tsegaye D. 2010. Zoologiske studier. Sid 5–51 i VindRein- og KraftRein Årsrapport 2010, Universitetet i Oslo.

Cooper L.M. & Sheate W.R. 2002. Cumulative effects assessment: A review of UK environmental impact statements. *Environmental Impact Assessment Review* 22(4):415–439.

Creel S., Fox J.E., Hardy A., Sands J., Garrott B. & Petersen R.O. 2002. Snowmobile activity and glucocorticoid stress responses in wolves and elk. *Conservation Biology* 16:809–814.

Dafour P.A. 1980. Effects of Noise on Wildlife and Other Animals. Review of Research since 1971. U.S. Rapport No: 550/9-80-100. Environmental Protection Agency, Office of Noise Abatement and Control, Washington D.C. 20460.

De Lucas M., Janss D.F.G. & Ferrer M. 2005. A bird and small mammal BACI and IG design studies in a wind farm in Malpica (Spain). *Biodiversity and Conservation* 14:3289–3303.

Dobson H. & Smith R.F. 2000. What is stress, and how does it affect reproduction? *Animal Reproduction Science* 60–61:743–752.

Ecke F., Löfgren O. & Sörilin D. 2002. Source population dynamics of small mammals in relation to forest age and structural habitat factors in northern Sweden. *Journal of Applied Ecology* 39(5):781–792.

Elfström M., Swenson J. E. & Ball J.P. 2008. Selection of denning habitats by Scandinavian brown bears. *Wildlife Biology* 14:176–187.

Espmark Y. 1971. Mother-young relationship and ontogeny of behaviour in reindeer (*Rangifer tarandus* L.). *Zeitschrift für Tierpsychologie* 29:42–81.

Flagstad Ø. & Tovmo M. 2010. Jerven på Uljabuouda – hva viser DNA-analysene? Minirapport 305, NINA, Trondheim, Norge.

Flydal K., Hermansen A., Enger P.S. & Reimers E. 2001. Hearing in reindeer (*Rangifer tarandus*). *J Comp Physiol A* 187:265–269.

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.

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

Folkesson L. 2010. Kumulativa effekter och konsekvenser – Behandling i miljöbedömning och miljökonsekvensbeskrivning för vägar. VTI rapport 674.

- Forman R.T.T. & Alexander L.E. 1998. Roads and their major ecological effects. *Annual Review of Ecology and Systematics* 29:207–231.
- Fox A.D., Desholm M., Kahlert J., Christensen T.K. & Petersen I.K. 2006. Information needs to support environmental impact assessment of the effects of European marine offshore wind farms on birds. *Ibis* 148:129–144.
- Frair J.L., Merrill E.H., Beyer H.L. & Morales J.M. 2008. Thresholds in landscape connectivity and mortality risks in response to growing road networks. *Journal of Applied Ecology* 45:1504–1513.
- Frid A. & Dill L. 2002. Human-caused disturbance stimuli as a form of predation risk. *Conservation Ecology* 6:11.
- George S.L. & Crooks K.R. 2006. Recreation and large mammal activity in an urban nature reserve. *Biological Conservation* 133:107–117.
- Gibeau M.L., Clevenger A.P., Herrero S. & Wierzchowski J. 2002. Grizzly bear response to human development and activities in the Bow River Watershed, Alberta, Canada. *Biological Conservation* 103:227–236.
- Gill J.A., Norris K. & Sutherland W.J. 2001. Why behavioural responses may not reflect the population consequences of human disturbance. *Biological Conservation* 97:265–268.
- Goosem M. 2001. Effect of tropical rainforest roads on small mammals: inhibition of crossing movements. *Wildlife Research* 28:351–364.
- Grandin T. 1997. Assessment of stress during handling and transport. *Journal of Animal Science* 75:249–257.
- Green R.H. 1979. Sampling design and statistical methods for environmental biologists. John Wiley, New York.
- Harju S.M., Dzialak M.R., Osborn R.G., Hayden-Wing L.D. & Winstead J.B. 2011. Conservation planning using resource selection models: altered selection in the presence of human activity changes spatial prediction of resource use. *Animal Conservation* doi:10.1111/j.1469-1795.2011.00456.x
- Hebblewhite M., White C.A., Nietvekt C.G., McKenzie J.A., Hurd T.E., Fryxell J.M., Bayley S.E. & Paquet P.C. 2005. Human activity mediates a trophic cascade by wolves. *Ecology* 86:2135–2144.
- Heffner R.S. & Heffner H.E. 1983. Hearing in Large Mammals: Horse (*Equus caballus*) and Cattle (*Bos taurus*). *Behavioral Neuroscience* 97:299–309.
- Heffner R.S. & Heffner H.E. 1990. Hearing in domestic pigs (*Sus scrofa*) and goats (*Capra hircus*). *Hearing Research* 48(3):231–240.
- Heffner H.E. & Heffner R.S. 2007. Hearing Ranges of Laboratory Animals. *Journal of the American Association for Laboratory Animal Science* 46(1):20–22.

- Helldin J.O. & Álvares F. 2011. Large terrestrial mammals and wind power – is there a problem? Sammanfattning av workshop vid CWW2011, Trondheim, Norge. <http://www.cww2011.nina.no/LinkClick.aspx?fileticket=eX87Ui8L9rg%3d&tabid=3995>
- Helldin J-O, Seiler A. & Olsson M. 2010. Vägar och järnvägar – barriärer i landskapet. CBM:s skriftserie 42 (online vid [www.triekol.se](http://www.triekol.se)).
- Helle T. & Särkelä M. 1993. The effect of outdoor recreation on range use by semi-domesticated reindeer. *Scandinavian Journal of Forest Research* 8:123–133.
- Hemmer H. 1990. Domestication the decline of environmental appreciation. 2nd edition. Cambridge University Press, Cambridge.
- Hiltunen M. & Kauhala K. 2006. Selection of sapling stand habitats by the mountain hare (*Lepus timidus*) during winter. *Mammalian Biology* 71(3):183–189.
- Houle M., Fortin D., Dussault C., Courtois R. & Oullet J-P. 2010. Cumulative effects of forestry on habitat use by gray wolf in the boreal forest. *Landscape Ecology* 25:419–433.
- Huck M., Davison J. & Roper J.T. 2008. Predicting European badger (*Meles meles*) sett distribution in urban environments. *Wildlife Biology* 14:188–198.
- Hunter L.T.B. & Skinner J.D. 1998. Vigilance behaviour in African ungulates: The role of predation pressure. *Behaviour* 135:195–211.
- Hulbert I.A.R., Iason G. R & Racey P. A. 1996. Habitat utilization in a stratified upland landscape by two lagomorphs with different feeding strategies. *Journal of Applied Ecology* 32(2):315–324.
- Ingold P. 2005. Freizeitaktivitäten im Lebensraum der Alpentiere. Haupt Publisher, Schweiz.
- Johnson D.H. 1980. The comparison of usage and availability measurements for evaluating resource preference. *Ecology* 6:65–71.
- Johnson C.J., Boyce M.S., Case R.L., Cluff H.D., Gau R.J., Gunn A. & Mulders R. 2005. Cumulative effects of human developments on arctic wildlife. *Wildlife Monographs* 160:1–36.
- Jordbruksverket 2010. Statens jordbruksverks föreskrifter om djurhållning inom lantbruket mm. Statens jordbruksverks författningssamling, SJVFS 2010:15. Jönköping.
- Jordbruksverket 2011. Vindkraft i slättlandskapet – Så gynnar anläggning av naturmiljöer den biologiska mångfalden. [http://www2.jordbruksverket.se/webdav/files/SJV/trycksaker/Pdf\\_ovrigt/ovr3\\_30.pdf](http://www2.jordbruksverket.se/webdav/files/SJV/trycksaker/Pdf_ovrigt/ovr3_30.pdf)
- Karlsson J., Brøseth H., Sand H. & Andrén H. 2007. Predicting occurrence of wolf territories in Scandinavia. *Journal of Zoology* 272:276–283.



- Kozel R.M. & Fleharty E.D. 1979. Movements of rodents across roads. *The Southwestern Naturalist* 24:239–248.
- Kuijper D.P.J., Cromsigt J.P.G.M., Churski M., Adam B., Jedrzejewska B. & Jedrzejewski W. 2009. Do ungulates preferentially feed in forest gaps in European temperate forest? *Forest Ecology and Management* 258:1528–1535.
- Kuvlesky W.P. Jr, Brennan L.A., Morrison M.L., Boydston K.K., Ballard B.M. & Bryant F.C. 2007. Wind energy development and wildlife conservation: challenges and opportunities. *Journal of Wildlife Management* 71:2487–2498.
- Larsen, M. 2002. Konsekvenser av vindkraft för rennäringen i Jämtlands län – en pilotstudie. Internet: <http://cvi.se/uploads/pdf/Kunskapsdatabas%20samhalle/planering/kommunal%20planering/2.Renvindrapportlansst%20Jamtl.pdf>
- Laurian C., Dussault C., Quillet J-P., Courtois R., Poulin M. & Breton L. 2008. Behavior of moose relative to a road network. *Journal of Wildlife Management* 72:1550–1557.
- Lavsund S., Nygrén T. & Solberg E.J. 2003. Status of moose populations and challenges to moose management in Fennoscandia. *Alces* 39:109–130.
- Linnell J.D.C., Swenson J.E., Andersen R. & Barnes B. 2000. How vulnerable are denning bears to disturbance? *Wildlife Society Bulletin* 28(2):400–413.
- Lundberg P. 2011. Vindkraften och landlevande däggdjur – blir det effekter och hur påvisar vi dem? Projektarbete, Inst. för vilt, fisk och miljö, SLU, Umeå.
- Mace R.D., Waller J.S., Manley T.L., Lyon L.J. & Zuuring H. 1996. Relationships among grizzly bears, roads and habitat in the Swan Mountains Montana. *Journal of Applied Ecology* 33:1395–1404.
- Mader H.J. 1984. Animal habitat isolation by roads and agricultural fields. *Biological Conservation* 29:81–96.
- Martin J., Basille M., Van Moorter B., Kindberg J., Allainé D. & Swenson J.E. 2010. Coping with human disturbance: spatial and temporal tactics of the brown bear (*Ursus arctos*). *Canadian Journal of Zoology* 88:875–883.
- Masden E.A., Fox A.D., Furness R.W., Bullman R. & Haydon D.T. 2010. Cumulative impact assessments and bird/wind farm interactions: Developing a conceptual framework. *Environmental Impact Assessment Review* 30:1–7.
- May R., Landa A., van Dijk J., Linnell J.D.C. & Andersen R. 2006. Impact of infrastructure on habitat selection of wolverines (*Gulo gulo*). *Wildlife Biology* 12:285–295.
- May R., van Dijk J., Wabakken P., Swenson J.E., Linnell J.D.C., Zimmermann B., Odden J., Pedersen H.C., Andersen R. & Landa A. 2008. Habitat differentiation within the large-carnivore community of Norway's multiple-use landscapes. *Journal of Applied Ecology* 45(5):1382–1391.

- McGregor R.L., Bender D.J. & Fahrig L. 2008. Do small mammals avoid roads because of the traffic? *Journal of Applied Ecology* 45:117–123.
- Menzel C. & Pohlmeier K. 1999. Proof of habitat utilization of small game species by means of feces control with “dropping markers” in areas with wind-driven power generators. *Zeitschrift für Jagdwissenschaft* 45:223–229.
- Mignon-Grasteau S., Boissy A., Bouix J., Faure J.M., Fisher A.D., Hinch G.N., Jensen P., Le Neindre P., Mormede P., Prunet P., Vandeputte M. & Beaumont C. 2005. Genetics of adaptation and domestication in livestock. *Livestock Production Science* 93(1):3–14.
- Muhly T.B., Alexander M., Boyce M.S., Creasey R., Hebblewhite M., Paton D., Pitt J.A. & Musiani M. 2010. Differential risk effects of wolves on wild versus domestic prey have consequences for conservation. *Oikos* 119:1243–1254.
- Månsson J., Bergström R., Emanuelsson U., Göransson G., Helldin J-O. & Bergqvist G. 2010. Viltmiljöerna. Kap. 7 i Danell K. & Bergström R. (red.) *Vilt, människa, samhälle*. Liber förlag, Stockholm.
- Naturvårdsverket 2010. Ljud från vindkraftverk. Reviderad utgåva av rapport 6241. Naturvårdsverkets rapport 5933.
- Naylor L.M., Wisdom M.J. & Anthony R.G. 2008. Behavioral response of North American elk to recreational activity. *Journal of Wildlife Management*. 73(3):328–338.
- Nellemann C. & Cameron R.D. 1998. Cumulative impacts of an evolving oil-field complex on the distribution of calving caribou. *Canadian Journal of Zoology* 76:1425–1430.
- 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., Stoen O.G., Kindberg J., Swenson J.E., Vistnes I., Ericsson G., Katajisto J., Kaltenborn B.P., Martin J. & Ordiz A. 2007. Terrain use by an expanding brown bear population in relation to age, recreational resorts and human settlements. *Biological Conservation* 138:157–165.
- Nilsson M.E., Bluhm G., Eriksson G. & Bolin K. 2011. Kunskapssammanställning om infra- och lågfrekvent ljud från vindkraftsanläggningar: Exponering och hälsoeffekter. Slutrapport till Naturvårdsverket 2011-11-28.
- Olsson P.O.M., Cox J.J., Larkin J.L., Maehr D.S., Widén P. & Wichrowski M. 2007. Movement and activity patterns of reintroduced elk (*Cervus elaphus nelsoni*) on an active coal mine in Kentucky. *Wildlife Biology in Practice* 3(1):1–8.

- Olsson M., Cox J.J., Larkin J.L., Widén P. & Olovsson A. 2010. Space and habitat use of moose in southwestern Sweden. *European Journal of Wildlife Research* 57:241–249.
- Ordenana M.A., Crooks K.R., Boydston E.E., Fisher R.N., Lyren L.M., Siudyla S., Haas C.D., Harris S., Hathaway S.A., Turschak G.M., Miles K. & Van Vuren D.H. 2010. Effects of urbanization on carnivore species distribution and richness. *Journal of Mammalogy* 91:1322–1331.
- Ordiz A., Stoen O.G., Delibes M. & Swenson J.E. 2011. Predators or prey? Spatio-temporal discrimination of human-derived risk by brown bears. *Oecologia* 166:59–67.
- Oxley D.J., Fenton M.B. & Carmody G. 1975. The effects of roads on populations of small mammals. *Journal of Applied Ecology* 11:51–59.
- Parent J-P. 2007. L'effet des éoliennes sur le bétail et les autres animaux. Rapport till Canadian Wind Energy Association, Ottawa, Kanada.
- Pedersen B.E. 2007. Immediate and delayed behavior of Scandinavian female brown bears when encountered by humans on foot. M.Sc. thesis. Norwegian University of Life Sciences.
- Persson I.L., Danell K. & Bergström R. 2000. Disturbance by large herbivores in boreal forests with special reference to moose. *Annales Zoologici Fennici* 37:251–263.
- Petrinovich L. 1973. A species-meaningful analysis of habituation. Sid. 141–162 i: Peeke H.V.S. & Herz M.J. (red) *Habituation*, Vol. 1. Academic press, New York.
- Phillips G.E. & Alldredge A.W. 2000. Reproductive success of elk following disturbance by humans during calving season. *Journal of Wildlife Management* 64:521–530.
- Pollard R.H., Ballard W.B., Noel L.E. & Cronin M.A. 1996. Parasitic insect abundance and microclimate of gravel pads and tundra within the Prudhoe Bay oil field, Alaska, in relation to use by Caribou, *Rangifer tarandus granti*. *Canadian Field Naturalist* 110:649–658.
- Price E.O. 1984. Behavioral aspects of domestication. *The Quarterly Review of Biology* 59:1–32.
- Price E.O. 1999. Behavioral development in animals undergoing domestication. *Applied Animal Behaviour Science* 65:245–271.
- Price E.O. 2002. *Animal domestication and behaviour*, 1st edn. CABI Publishing, New York.
- Prugh L.R., Stoner C.J., Epps C.W., Bean W.T., Ripple W.J., Laliberte A.S. & Brashares J.S. 2009. The Rise of the Mesopredator. *BioScience* 59(9):779–791.

- Rabin L.A., Coss R.G. & Owings D.H. 2006. The effects of wind turbines on antipredator behaviour in California ground squirrels (*Spermophilus beecheyi*). *Biological Conservation* 131:410–420.
- Reimers E. & Colman J.E. 2006. Reindeer and caribou (*Rangifer tarandus*) response towards human activities. *Rangifer* 26:55–71.
- 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* 134:484–494.
- Reimers E., Røed K.H., Flaget Ø. & Lurås E. 2010. Habituation responses in wild reindeer exposed to recreational activities. *Rangifer* 30:45–59.
- Renaud F., Goulet D. & Bousquet R. 1999. Les effets des champs électriques et magnétiques sur la santé et la productivité du bétail. Rapport till Hydro-Québec.
- Rico A., Kindlmann P. & Sedlacek F. 2007. Road crossing in bank voles and yellow-necked mice. *Acta Theriologica* 52:85–94.
- Ripple W.J. & Beschta R.L. 2004. Wolves and the ecology of fear: can predation risk structure ecosystems? *BioScience* 54:755–766.
- Rodriguez M., Petitclerc D., Burchard J.F., Nguyen D.H. & Block E. 2004. Blood Melatonin and Prolactin Concentrations in Dairy Cows Exposed to 60 Hz Electric and Magnetic Fields During 8 h Photoperiods. *Bioelectromagnetics* 25:508–515.
- Roever C.L., Boyce M.S. & Stenhouse G.B. 2010. Grizzly bear movement relative to roads: application of step selection functions. *Ecography* 33(6):1113–1122.
- Rydell J., Engström H., Hedenström A., Kyed Larsen J., Pettersson J. & Green M. 2011. Vindkraftens påverkan på fladdermöss och fåglar – Syntesrapport. Rapport 6467, Naturvårdsverket, Stockholm.
- Rönnqvist M. 2011. Vägar och markanspråk inom vindkraftsparker i Västerbottens län – hur verkliga mått förhåller sig till vad som uppges i miljökonsekvensbeskrivningar. Examensarbete, EMG, Umeå universitet.
- Sawyer H., Kauffman M.J. & Nielson R.M. 2009. Influence of Well Pad Activity on Winter Habitat Selection Patterns of Mule Deer. *Journal of Wildlife Management* 73:1052–1061.
- Scheel D. 1993. Watching for Lions in the Grass – the Usefulness of Scanning and Its Effects During Hunts. *Animal Behaviour* 46:695–704.
- Seddig A. 2004. Gutachten: Windenergieanlage und Pferde. Fakultät für Biologie, Universität Bielefeld, Tyskland.

- Senft R.L., Coughenour M.B., Bailey D.W., Rittenhouse L.R., Sala O.E. & Swift D.M. 1987. Large Herbivore Foraging and Ecological Hierarchies – Landscape ecology can enhance traditional foraging theory. *BioScience*, 37(11):789–799.
- Sidorovich V.E., Sidorovich A.A. & Krasko D.A. 2010. Effect of felling on redfox (*Vulpes vulpes*) and pine marten (*Martes martes*) diets in transitional mixed forest in Belarus. *Mammalian Biology* 75: 399–411.
- Skarin A., Danell Ö., Bergström R. & Moen J. 2004. Insect avoidance may override human disturbances in reindeer habitat selection. *Rangifer* 24:95–103.
- Skarin A., Danell Ö., Bergström R. & Moen J. 2010. Reindeer movement patterns in alpine summer ranges. *Polar Biology* 33:1263–1275.
- Skarin A. & Rönnegård L. 2011. Using kriging regression to detect change in reindeer distribution in relation to human development. Conference in Spatial statistics mars 2011. *Procedia Environmental Sciences*, Enschede, Nederländerna.
- Skarin A. & Hörnell-Willebrand M. 2011. Spillningsinventering – en metodbeskrivning av datainsamling och analys för att studera renens habitatval i relation till vindkraftutbyggnader. Naturvårdsverket, Stockholm.
- Spreng M. 2000. Possible health effects of noise induced cortisol increase. *Noise & Health* 7: 59–63.
- Stankowich T. 2008. Ungulate flight responses to human disturbance: A review and meta-analysis. *Biological Conservation* 141:2159–2173.
- Stoen O-G., Neumann W., Ericsson G., Swenson J.E., Dettki H., Kindberg J. & Nellemann C. 2010. Behavioural response of moose (*Alces alces*) and brown bears (*Ursus arctos*) to direct helicopter approach by researchers. *Wildlife Biology* 16:292–300.
- Sustainability Victoria 2004. Wind energy: Myths and facts. Broschyr från Sustainability Victoria, Melbourne, Australien.  
<http://www.futureenergy.com.au/downloads/Sustainability%20Victoria%20Myths%20Facts%20about%20Wind%20Farms.pdf>
- Swenson J.E., Heggberget T.M., Sandström P., Sandegren F., Wabakken P., Bjärvall A., Söderberg A., Franzén R., Linnell J.D.C. & Andersen R. 1996. Brunbjørnens arealbruk i forhold till menneskelig aktivitet. NINA Oppdragsmelding 416:1–20.
- Swihart R.K. & Slade N.A. 1984. Road crossing in *Sigmodon hispidus* and *Microtus ochrogaster*. *Journal of Mammalogy* 65(2):357–360.
- Theuerkauf J., Jedrzejewski W., Schmidt K. & Gula R. 2003. Spatiotemporal segregation of wolves from humans in the Bialowieza Forest (Poland). *Journal of Wildlife Management* 67(4):706–716.

- Veiberg V. & Pedersen H.C. 2010. Etterundersøkingar och konsekvensutgreiingar for Hitra vindpark (Hitra 2) – naturmiljø med unntak av fugleliv. Rapport 533, NINA, Trondheim, Norge.
- Vindkraftsutredningen 1999. Rätt plats för vindkraften: Del 1, Slutbetänkande av Vindkraftsutredningen. SOU 1999:75.
- Vistnes I. & Nellemann C. 2001. Avoidance of cabins, roads, and power lines by reindeer during calving. *Journal of Wildlife Management* 65:915–925.
- Vistnes I. & Nellemann C. 2008. The matter of spatial and temporal scales: a review of reindeer and caribou response to human activity. *Polar Biology* 31:399–407.
- Vistnes I., Nellemann C., Jordhoy P. & Strand O. 2004. Effects of infrastructure on migration and range use of wild reindeer. *Journal of Wildlife Management* 68:101–108.
- von Borell E., Dobson H. & Prunier A. 2007. Stress, behaviour and reproductive performance in female cattle and pigs. *Hormones and Behavior* 52:130–138.
- Wallin J.A. 1998. A movement study of black bears in the vicinity of a wind turbine project, Searsburg, Vermont. Rapport till Green Mountain Power Corporation, South Burlington, Vermont, USA.
- Walter W.D., Leslie Jr D.M. & Jenks J.A. 2006. Response of Rocky Mountain elk (*Cervus elaphus*) to wind-power development. *American Midland Naturalist* 156:363–375.

# Vindkraftens effekter på landlevande däggdjur

RAPPORT 6499

NATURVÅRDSVERKET  
ISBN 978-91-620-6499-0  
ISSN 0282-7298

## En syntesrapport

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

Det finns stora kunskapsluckor när det gäller hur landlevande däggdjur påverkas av utbyggnaden av vindkraft. Det handlar framför allt om samlade effekter av habitatförändringar och olika typer av störning. Tillfartsvägar till vindkraftverken gör att tillgängligheten för friluftsliv, jakt och nöjestråfik ökar. Det är väl känt att störningar från sådan mänsklig aktivitet kan påverka älg, hjort, tamren samt stora rovdjur - och i praktiken leda till en habitatförlust.

Här redovisas de tillgängliga kunskaperna. Sammanställningen visar att den ökade tillgängligheten kan utgöra ett problem för stora rovdjur, för ren och kanske även för klövvilt. De föredrar områden utan mänskliga störningar, och det är sådana mer avlägsna, höglänta områden som idag är av särskilt intresse för vindkraftsetablering.

En slutsats är att det behövs bättre uppföljning av de förändringar som vindkraftetablering kan innebära för framförallt vilda djur och ren.

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

