

Työ- ja elinkeinoministeriön julkaisu • Energia • 27/2017

Kirjallisuusselvitys tuulivoimaloiden vaikutuksista lennustoon ja lepakoihin



Työ- ja elinkeinoministeriö
Arbets- och näringsministeriet

Työ- ja elinkeinoministeriön julkaisuja 27/2017

Kirjallisuusselvitys tuulivoimaloiden vaikutuksista linnustoon ja lepakoihin

Kalle Meller

*Suomi
Finland*
100

Työ- ja elinkeinoministeriö

ISBN: 978-952-327-228-6

Taitto: Valtioneuvoston hallintoyksikkö, Julkaisutuotanto

Helsinki 2017



Kuvailulehti

Julkaisija	Työ- ja elinkeinoministeriö	Kesäkuu 2017	
Tekijät	Kalle Meller		
Julkaisun nimi	Kirjallisuusselvitys tuulivoimaloiden vaikutuksista linnustoon ja lepakoihin		
Julkaisusarjan nimi ja numero	Työ- ja elinkeinoministeriön julkaisuja TEM raportteja 27/2017		
Diaari/hankenumero		Teema	Energia
ISBN PDF	978-952-327-228-6	ISSN PDF	1797-3562
URN-osoite	http://urn.fi/URN:ISBN:978-952-327-228-6		
Sivumäärä	68	Kieli	Suomi
Asiasanat	tuulivoima, linnut, lepakot, törmäykset, kuolleisuus, häirintävaikutus, populaatiokoko		
Tiivistelmä <p>Tuulivoiman rakentamisen ja lisärakennussuunnitelmien myötä on huolestuttu niiden vaikutuksista lintuihin ja lepakoihin, koska kyseisten lajiryhmien yksilöiden törmäyksiä tuulivoimaloihin on raportoitu ympäri maailmaa. Työ- ja elinkeinoministeriön tilaama kirjallisuusselvitys tuulivoimaloiden vaikutuksista lintuihin ja lepakoihin tehtiin 1.3.–30.5.2017 kansainvälisen vertaisarvioidun kirjallisuuden sekä tuulivoimahankkeiden lintu- ja lepakkovaikutuksia tarkastelleiden raporttien perusteella.</p> <p>Kirjallisuuden perusteella tuulivoimaloihin törmää hyvin vaihtelevia määriä lintuja ja lepakoita, ja voimaloiden sijoituspaikalla on keskeinen merkitys törmäyskuolleisuudessa. Eri lajien ja lajiryhmien alttius törmätä tuulivoimaloihin vaihtelee selvästi. Lintujen tai lepakoiden kannalta huonoihin paikkoihin rakennettuihin tuulivoimaloihin on paikoittain törmännyt paljon lintuja tai lepakoita, mutta vaikutuksia lajien populaatiokokoihin ei ole juuri havaittu, joskin erityisesti lepakoiden kohdalla tiedon puute lajien ekologiasta ja populaatioiden koosta vaikeuttaa mahdollisten populaatiomuutosten havaitsemista. Tuulivoimaloiden häirintä- ja estevaikutukset vaikuttavat osaan lintulajeista enemmän kuin törmäyskuolleisuus, mutta vaikutukset ovat enimmäkseen rajoittuneet tuulivoimaloiden välittömään läheisyyteen, eikä vaikutuksia laajempien alueiden populaatiokokoihin ole havaittu.</p> <p>Tutkimustulosten perusteella tuulivoiman isärakentaminen ei Suomessa todennäköisesti aiheuta merkittävää uhkaa lintujen ja lepakoiden populaatioille, jos tuulivoimalat sijoitetaan sellaisille alueille, joissa lajien tiheydet ovat alhaisia ja törmäystodennäköisyydet mahdollisimman vähäisiä. Tiedot tuulivoimaloiden vaikutuksista lintuihin ja lepakoihin ovat kuitenkin vielä monilta osin puutteellisia, joten lisätutkimuksia ja seurantoja tarvitaan sen varmistamiseksi, ettei tuulivoiman lisärakentaminen uhkaisi törmäyksille tai häirinnälle alttiiden lajien populaatiokokoja myöskään tulevaisuudessa. Suomessa tarvetta olisi erityisesti lepakoihin keskittyville tutkimuksille sekä pitkäaikaisseurannoille tuulivoimaloiden vaikutuksista rakentamisen jälkeen.</p>			
Kustantaja	Työ- ja elinkeinoministeriö		
Julkaisun jakaja	Sähköinen versio: julkaisut.valtioneuvosto.fi		

Presentationsblad

Utgivare	Arbets- och näringsministeriet	Juni 2017	
Författare	Kalle Meller		
Publikationens titel	Litteraturutredning av vindkraftverkens inverknings på fågelbeståndet och fladdermössen Kirjallisuusselvitys tuulivoimaloiden vaikutuksista linnustoon ja lepakoihin		
Publikationsseriens namn och nummer	Arbets- och näringsministeriets publikationer ANM rapporter 27/2017		
Diarie- /projektnummer		Tema	Energi
ISBN PDF	978-952-327-228-6	ISSN PDF	1797-3562
URN-adress	http://urn.fi/URN:ISBN:978-952-327-228-6		
Sidantal	68	Språk	Finska
Nyckelord	vindkraft, fåglar, fladdermöss, krockar, dödlighet, störningseffekt, populationsstorlek		
Referat	<p>Byggandet av vindkraftverk och den planerade utbyggnaden av vindkraften har orsakat oro över vindkraftsproduktionens inverknings på fåglar och fladdermöss, eftersom rapporter om krockar mellan enskilda fåglar av nämnda fågelarter och vindkraftverk har strömmat in från olika håll i världen. En litteraturutredning av vindkraftverkens inverknings på fåglar och fladdermöss, som hade beställts av arbets- och näringsministeriet, utfördes 1.3–30.5.2017 på basis av internationell, expertgranskad litteratur och rapporter om vindkraftsprojektens inverkan på fåglar och fladdermöss.</p> <p>Utgående från litteraturen kan det konstateras att ett mycket varierande antal fåglar och fladdermöss krockar med vindkraftverk, och att kraftverkens förlägningsplatser har en viktig betydelse när det gäller krockar med dödlig utgång. Benägenheten att krocka med vindkraftverk varierar tydligt mellan olika arter och artgrupper. Många fåglar eller fladdermöss har ställvis krockat med vindkraftverk som byggts på sådana platser som är dåliga ur fåglarnas eller fladdermössens synvinkel, men knappt några verkningar på populationsstorleken hos olika arter har upptäckts. Särskilt i fråga om fladdermöss försvåras upptäckten av eventuella variationer i populationsstorleken dock av att kunskap om arternas ekologi och populationsstorlekar saknas. Vindkraftverkens störnings- och hindereffekter har större inverkan på en del fågelarter än dödligheten till följd av krockar, men inverkningarna har för det mesta begränsat sig till den omedelbara närheten av vindkraftverk, och några inverknings på populationsstorleken inom större områden har inte upptäckts.</p> <p>Utgående från undersökningsresultaten kan det konstateras att utbyggnaden av vindkraften i Finland sannolikt inte kommer att utgöra ett märkbart hot mot fågel- och fladdermösspopulationer, om vindkraftverken placeras på sådana områden där arttätheten är låg och sannolikheten för krockar så liten som möjligt. Uppgifterna om vindkraftverkens inverknings på fåglar och fladdermöss är dock tills vidare bristfälliga till många delar, och därför behövs ytterligare utredningar och uppföljningar för att säkerställa att utbyggnad av vindkraften inte heller i framtiden ska hota populationsstorlekarna hos sådana arter som är krockbenägna och störningskänsliga. I Finland finns det behov av särskilt sådana undersökningar som koncentrerar sig på fladdermöss samt uppföljningar på lång sikt av vindkraftverkens inverknings efter det att vindkraftverk har byggts.</p>		
Förläggare	Arbets- och näringsministeriet		
Distribution	Elektronisk version: julkaisut.valtioneuvosto.fi		

Description sheet

Published by	Ministry of Economic Affairs and Employment	June 2017
Authors	Kalle Meller	
Title of publication	Impact of wind turbines on avifauna and bats in literature and reports Kirjallisuusselvitys tuulivoimaloiden vaikutuksista linnustoon ja lepakoihin	
Series and publication number	Publications of the Ministry of Economic Affairs and Employment MEAE reports 27/2017	
Register number		Subject Energy
ISBN PDF	978-952-327-228-6	ISSN PDF 1797-3562
Website address (URN)	http://urn.fi/URN:ISBN:978-952-327-228-6	
Pages	68	Language Finnish
Keywords	wind power, birds, bats, collisions, mortality, disturbance, population size	
<p>Abstract</p> <p>Wind power construction and plans for further construction projects have given rise to concern as to their impacts on birds and bats. Collisions of these species with wind turbines have been reported round the world. The review concerning the impacts of wind power projects on birds and bats in international peer-reviewed literature and reports on the impacts of wind power on these species, commissioned by the Ministry of Economic Affairs and Employment, was conducted on 1 March–30 May 2017.</p> <p>Based on the literature, birds and bats collide with wind turbines in in highly varying numbers, and the location of the turbines is important in terms of collision mortality. There is also considerable variation in the susceptibility of different species and sub-species to collide with wind turbines. In some places large numbers of birds and bats have collided with wind turbines built in unfortunate locations in terms of these species, but hardly any impacts on their population size have been observed. In the case of bats, in particular, lack of information on the ecology and population size of the species makes it difficult to detect changes in the population. For some bird species the disturbance and blocking effect of wind turbines may be more significant than collision mortality, but in most cases these impacts are restricted to the immediate vicinity of wind turbines and no impacts on the population size in larger regions have been observed.</p> <p>Based on research the building of more wind turbines in Finland is not likely to cause a significant threat to bird and bat populations, if the turbines are located in areas where their population densities are low and the risk of collisions can be minimised. However, there is not yet enough information on the impacts of wind turbines on birds and bats, and further studies and monitoring are needed to make sure that new wind power building projects will not affect the population sizes of species that are susceptible to collision in the future. In Finland, in particular, more research focused on bats and long-term monitoring of the impacts of wind turbines after they have been built are needed.</p>		
Publisher	Ministry of Economic Affairs and Employment	
Distributed by	Distribution by: julkaisut.valtioneuvosto.fi	

Sisältö

1	Johdanto	8
1.1	Vertailu aikaisempiin katsauksiin	10
2	Linnut	11
2.1	Törmäykset tuulivoimaloihin.....	11
2.1.1	Törmäykset tuulivoimaloihin Suomessa.....	12
2.1.2	Törmäysten vähentäminen tuulivoimaloiden sijoittelun avulla.....	14
2.1.3	Lajiryhmien välisiä eroja törmäysalttiudessa	15
2.1.4	Lajiryhmien välisiä eroja törmäysalttiudessa, varpuslinnut.....	15
2.1.5	Lajiryhmien välisiä eroja törmäysalttiudessa, päiväpetolinnut.....	16
2.1.6	Lajiryhmien välisiä eroja törmäysalttiudessa, merilinnut	17
2.1.7	Lajiryhmien välisiä eroja törmäysalttiudessa, kanalinnut.....	17
2.1.8	Törmäysten vuodenaikaisvaihtelu ja säätilan vaikutus.....	17
2.1.9	Törmäykset tuulivoimaloihin liittyviin muihin rakenteisiin.....	18
2.1.10	Turbiinin mallin ja koon sekä tuulivoimapuiston ominaisuuksien vaikutukset törmäyksien määriin	19
2.2	Muut kuin suorat törmäysvaikutukset.....	19
2.2.1	Häirintävaikutus, mereiset tuulivoimalat	20
2.2.2	Häirintävaikutus, maaseutu- ja muu avomaaympäristö.....	20
2.2.3	Häirintävaikutus, talvehtivat hanhet ja joutsenet	21
2.2.4	Häirintävaikutus, petolinnut	21
2.2.5	Häirintävaikutus, yhteenvetoa	22
2.2.6	Tottuminen tuulivoimaloihin.....	23
2.2.7	Tuulivoimaloiden aiheuttamien elinympäristön muutosten vaikutukset.....	23
2.2.8	Estevaikutus.....	24
2.3	Tuulivoimaloiden vaikutukset lintupopulaatioihin	24
2.3.1	Tuulivoimaloiden vaikutukset lintupopulaatioihin, päiväpetolinnut	25
2.3.2	Tuulivoimaloiden vaikutukset lintupopulaatioihin, kanalinnut	26

2.3.3	Tuulivoimaloiden vaikutukset lintupopulaatioihin, sisävesien kosteikko- ja vesilinnut	26
2.3.4	Tuulivoimaloiden vaikutukset lintupopulaatioihin, metsälinnut	27
2.3.5	Tuulivoimaloiden vaikutukset lintupopulaatioihin, avomaiden linnut	27
2.3.6	Tuulivoimaloiden vaikutukset lintupopulaatioihin, merilinnut	28
2.3.7	Tuulivoimaloiden vaikutukset lintupopulaatioihin, pitkäaikaisvaikutukset	29
2.3.8	Tuulivoimaloiden vaikutukset lintupopulaatioihin, yhteenvetoa	29
3	Lepakot	33
3.1	Törmäykset tuulivoimaloihin	33
3.1.1	Törmäykset tuulivoimaloihin, houkutusvaikutus	34
3.1.2	Törmäykset tuulivoimaloihin, barotrauma	35
3.1.3	Törmäykset tuulivoimaloihin, lajien väliset erot törmäysalttiudessa	36
3.1.4	Törmäykset tuulivoimaloihin, elinympäristökohtaisia eroja	36
3.1.5	Törmäykset tuulivoimaloihin, borealiset metsäalueet ja Suomi	37
3.1.6	Tuulivoimaloiden sijoittelun merkitys törmäyskuolleisuuteen	38
3.1.7	Tuulivoimalan koon ja mallin vaikutus törmäyskuolleisuuteen	39
3.1.8	Sään ja vuodenajan vaikutukset törmäysten määrään sekä keinoja törmäysten vähentämiseksi	39
3.2	Estevaikutus, häirintävaikutus, elinympäristömuutokset	41
3.3	Tuulivoimaloiden vaikutukset lepakkopopulaatioihin	42
4	Lintujen ja lepakoiden vertailua	45
5	Yhteenveto ja johtopäätökset	46
5.1	Vertailua muihin energiantuotantotapoihin	46
5.2	Ilmastonmuutoksen mahdollisia vaikutuksia	47
5.3	Tuulivoima, linnut ja lepakot Suomessa	47
6	Kiitokset	49
7	Kirjallisuus	50

1 Johdanto

Fossiilisten polttoaineiden päästöjen aiheuttama ilmastonmuutos on jo aiheuttanut suuria muutoksia luonnossa ja tulevaisuudessa vielä paljon dramaattisempia muutoksia on tiedossa, jos kasvihuonekaasujen päästöjä ei saada pikaisesti vähenemään (Walther ym. 2002; Thomas ym. 2004). Jos lämpenemistä halutaan hillitä, pitää energiantuotannossa pikaisesti siirtyä päästöttömämpiin vaihtoehtoihin, joihin muun muassa tuulivoima kuuluu. Suomi on linjannut tavoitteekseen hiilineutraalin yhteiskunnan, johon liittyen kasvihuonekaasupäästöjä vähennetään vähintään 80–95 % vuoteen 2050 mennessä. Tuulivoiman rakentaminen on lisääntynyt viime vuosina voimakkaasti, uusia alueita on kaavoitettu tuulivoimakäyttöön ja rakentamisen on ennustettu jatkuvan voimakkaana (Työ- ja elinkeinoministeriö 2014). Lähes hiilineutraalin yhteiskunnan saavuttamiseksi vuoteen 2050 mennessä tuulivoiman kapasiteettia pitäisi nostaa arviolta noin 35 gigawattiin nykyisestä noin yhdestä gigawatista (skenaariossa, jossa jopa 30 gigawattia olisi aurinkoenergiaa, Child and Breyer 2016).

Ongelmatonta energiantuotantotapaa ei ole olemassa. Niinpä myös tuulivoimalla, vaikkei se kasvihuonekaasuja rakentamisen jälkeen juuri tuotakaan, on erilaisia vaikutuksia luontoon. Näistä tutkituimpia ovat vaikutukset lintuihin ja lepakoihin, etenkin niiden kuolettavat törmäykset tuulivoimaloiden lapoihin. Suorien törmäysvaikutusten lisäksi tuulivoima voi aiheuttaa epäsuoria vaikutuksia häirintävaikutuksen takia tai ympäristön muuttuessa rakennustoimien seurauksena. Lisäksi lajien liikkumisreitit voivat muuttua ja ruokailualueiden vähenentyä tai lisääntyä tuulivoimaloiden rakentamisen myötä (Drewitt & Langston 2006; Searle ym. 2014). Törmäyskuolemat ja muut vaikutukset voivat aiheuttaa voimaloiden läheisten lisääntymispaikkojen autioitumista ja sitä kautta lintu- ja lepakkotiheyksien laskua. Jos negatiiviset vaikutukset ovat voimakkaita, voi laajamittainen tuulivoimarakentaminen pienentää populaatiokokoa joko paikallisesti, alueellisesti tai lajin koko levinneisyysalueella. Niinpä tuulivoimarakentamisen voimakkaan kasvun myötä myös tutkimuksia ja arvioita tuulivoiman vaikutuksista lintuihin ja lepakoihin on tehty viimeisen parin kymmenen vuoden aikana varsin paljon.

Kansalliset ja kansainväliset (Euroopan unioni) ympäristölainsäädännöt usein velvoittavat arvioimaan ainakin suurempien tuulivoimahankkeiden vaikutuksia lintuihin ja lepakoihin, sekä joissain tapauksissa myös seuraamaan toteutuneita vaikutuksia rakentamisen jälkeen. Tämä on osaltaan lisännyt sekä kiinnostusta luotettavaan tutkimustietoon, menetelmien kehittämistä että tiedon keräämistä erilaisten seurantojen muodossa. Lain tai ympäristölupaehtojen velvoittamat seurannat eivät välttämättä tuota sellaista aineistoa, joka olisi vapaasti saatavilla tai jota olisi helppo käyttää tuulivoiman luontovaikutuksia arvioivissa tieteellisissä kokooma-artikkeleista. Niinpä tieto tuulivoiman luontovaikutuksista on, varsin mittavasta seuranta- ja tutkimuspanostuksesta huolimatta, varsin sirpaleista ja monien vaikutusmekanismien, lajiryhmien tai toteutuneiden vaikutusten osalta valitettavasti vielä hyvin puutteellista (Ijäs & Hoikkala 2015).

Tuulivoiman vaikutusta yleisesti pidetään pienempänä kuin monien muiden energiantuotantomuotojen tai muiden ihmisrakennelmien, mutta silti laajamittaisen tuulivoimarakentamisen aiheuttamalla kuolleisuudella voi olla kielteisiä vaikutuksia biodiversiteettiin (Wang, Wang & Smith 2015). Tuulivoima käyttää tuotettua energiayksikköä kohti enemmän maa-alaa kuin suurin osa ”perinteisistä” energiantuotantomuodoista, jotka perustuvat uusiutumattomien luonnonvarojen (hiili, maakaasu, öljy) eristämiseen maaperästä ja keskitettyyn polttoon. Niinpä voimaloiden järkevä sijoittelu ja siten luonnolle aiheutuvien haittojen minimoiminen on erityisen tärkeää. Erityisesti vaarassa ovat sellaiset lajit, jotka vaativat yhtenäisiä eli pirstoutumattomia ympäristöjä, kuten myös pystysuoria rakenteita välttelevät lajit. Rakennusvaikutus maa-alueeseen yksittäisen turbiinin ympärillä on varsin pieni, mutta muut tuulivoiman rakentamiseen ja käyttöön liittyvät häiriötekijät kuten liikenne ja turbiinin pyörintä vaikuttavat tuulivoimalan luontovaikutuksiin (Arnett ym. 2007; Gue ym. 2013).

Tuulivoiman linnusto- ja lepakkovaikutuksia arvioitaessa on tärkeää erottaa toisistaan yksittäiseen yksilöön tai joukkoon yksilöitä kohdistuvien vaikutukset (kuten törmäykset) pidemmän aikavälin populaatiovaikutuksista (esimerkiksi yksilömäärän muutos) (May 2015). Yksittäiselle yksilölle on kohtalaisen helppo laskea todennäköisyys törmätä tuulivoimalaan, ainakin jos lajin elinympäristö ja käyttäytyminen tunnetaan riittävästi hyvin. Myös tuulivoimaloihin törmänneitä yksilöitä on usein (muttei läheskään aina) kohtalaisen helppo havaita ja laskea. Paljon vaikeampi on arvioida, johtaako törmäysten takia kasvanut kuolleisuus populaatiotason vaikutuksiin, eli vaikuttaako se kuolleisuuden, poikastuoton ja yksilöiden liikkumisen (immigraatio ja emigraatio) kautta paikalliskannan kokoon (Bellebaum ym. 2013). Ottamalla malleihin mukaan tärkeimmät populaatioihin vaikuttavat tekijät ja yhdistämällä siihen tuulivoiman todennäköiset vaikutukset voidaan ennustaa tuulivoimaloiden kumulatiivinen populaatiovaikutus erilaisissa mittakaavoissa. Valitettavasti olennaiset populaatioparametrit tunnetaan tai voidaan kohtalaisella varmuudella arvioida vain pienelle osalle lajeista. Lintujen

perusekologia tunnetaan selvästi lepakoita paremmin, joten tuulivoiman vaikutuksien arviointi lintuihin on yleensä keskimäärin luotettavampaa.

Populaatiovaikutusten arviointia hankaloittaa entisestään populaatioiden poikastuoton ja kuolleisuuden mahdolliset tiheydestä riippuvat vasteet. Yleensä tiheydestä riippuvuudet ovat negatiivisia eli kompensoivia. Tällöin esimerkiksi kohonneen kuolleisuuden takia pienentynyt populaatiokoko lisää poikastuottoa, koska kilpailu ravinnosta vähenee. Toisaalta myös positiivista eli vaikutusta vahvistavaa tiheydestä riippuvuutta esiintyy, etenkin kolonioissa elävillä lajeilla. Suurempi populaatiokoko voi esimerkiksi parantaa poikastuottoa, koska suuremmalla joukolla voi yhteispuolustusta käyttävillä lajeilla saada paremman suojan pedoilta (Oro ym. 2006). Populaation tiheydestä riippuvien kompensoivien tai vahvistavien prosessien voimakkuudesta riippuen tuulivoimat voivat saada paikallispopulaation koot laskemaan (tai nousemaan) uudelle vaakalle tasolle tai aiheuttaa paikallispopulaation häviämisen (Niel & Lebreton 2005).

1.1 Vertailu aikaisempiin katsauksiin

Tuulivoiman vaikutuksista lintuihin ja lepakoihin on tehty suomenkielisiä kirjallisuuskatsauksia ja vaikutuksen arvioita aiemminkin (linnut: Koistinen 2004; Vehanen ym. 2010; Pöyry Finland Oy 2011; Ympäristöministeriö 2016; lepakot: Ijäs and Hoikkala 2015). Näitä katsauksia on käytetty tämän raportin apuna. Tässä raportissa on aikaisempia katsauksia enemmän yritetty painottaa populaatiotason vaikutusten tarkastelua. Esimerkiksi yleistietoa Suomen lepakkolajeista ja yksityiskohtaisia tutkimustuloksia törmäyksiin vaikuttavista tekijöistä on ansiokkaasti koottu aikaisempaan katsaukseen (Ijäs and Hoikkala 2015), joten näitä ei katsottu tarpeelliseksi toistaa samalla tarkkuudella tässä raportissa. Kirjallisuuskatsauksen teossa on pyritty käymään läpi kaikki käsiteltävien aihepiirien kannalta oleellinen kirjallisuus.

2 Linnut

Tuulivoimaloiden vaikutukset lintuihin aiheutuvat pääasiassa törmäysten, häirintävaikutuksen, estevaikutuksen sekä rakentamisen aiheuttaman elinympäristön muuttumisen ja sitä kautta sopivan elinympäristön häviämisen tai syntymisen kautta (Drewitt & Langston 2006). Suuri osa tuulivoimaloiden vaikutuksia lintuihin käsitellessä tutkimuksista on keskittynyt petolintuihin ja muihin suuriin lintuihin sekä uhanalaisiin tai muuten suojelun kannalta erityisesti kiinnostaviin lajeihin (Larsen & Guillemette 2007; Martínez-Abraín ym. 2012; Reid ym. 2015). Niinpä pienempien lajien törmäysalttiudesta ja häirintävaikutuksista on vähän suhteessa niiden runsauteen, mutta esimerkiksi tuulivoimaloiden vaikutuksista varpuslintuihin on kuitenkin monia tutkimuksia (mm. Erickson ym. 2014; Astiaso Garcia ym. 2015; Bastos ym. 2016).

Useat tutkimukset ovat osoittaneet törmäyskuolemien määrän loogisesti lisääntyvän voimaloiden ympäristössä olevien tai niiden läheltä muuttavien lintujen määrän lisääntymisessä (Musters, Noordervliet & Keurs 1996; Osborn ym. 2000; Drewitt & Langston 2006), joskaan aina tällaista yhteyttä ei ole havaittu (De Lucas ym. 2008). Törmäyskuolemien määrään vaikuttavat muun muassa tuulivoimalan maantieteellinen sijainti (esimerkiksi rannikolla vai sisämaassa) ja sitä ympäröivä luontotyyppi, maaston topografia, turbiinin tyyppi, yksilöiden lukumäärät sekä alueelliset erot lintulajistossa (Barrios & Rodríguez 2004; Rydell ym. 2012).

2.1 Törmäykset tuulivoimaloihin

Lintujen on havaittu törmäilevän tuulivoimaloihin eri puolilla maailmaa. Tutkimusten ja alueiden välinen vaihtelu on kuitenkin hyvin suurta, eli yksittäisten tuulivoimaloiden on havaittu tappavan noin 0–60 lintua vuodessa (Kikuchi 2008; Rydell ym. 2012). Yhdysvalloissa keskimääräiseksi tuulivoimalakohtaiseksi vuosikuolleisuudeksi laskettiin 53 tutkimuksen perusteella 5,2 lintuyksilöä (Loss, Will & Marra 2013). Euroopassa keskimääräisen kuolleisuus on arvioitu olevan samanlainen, eli noin 5–10 lintua vuodessa (Rydell ym. 2017). Tämä tarkoittaa sitä, että suurin osa voimaloista tappaa korkeintaan muutamia lintuja vuodessa, osa tuulivoimaloista ei keskimäärin tapa ainuttakaan

lintua vuodessa, mutta joihinkin linnustollisesti huonoihin paikkoihin sijoitettuihin voimaloihin törmää vuosittain kymmeniä tai jopa satoja lintuja (Brenninkmeijer & Klop 2017).

Yhdysvalloissa tuulivoimaloiden arvioitiin tappaneen noin 368 000 yksilöä vuonna 2013 (Erickson ym. 2014). Luku on selvästi pienempi kuin muihin ihmisrakennelmiin, kuten mastoihin, rakennuksiin ja niiden ikkunoiden vuosittain törmäävien lintujen määrä, joiden on kunkin arvioitu tappavan miljoonista miljardeihin lintua vuodessa Yhdysvalloissa (Loss, Will & Marra 2015). Ruotsissa on arvioitu, että tuulivoimaloiden määrän nostaminen tavoiteltuun 5 000 turbiiniin vuoteen 2020 mennessä aiheuttaisi havaitulla keskikuolleisuudella noin 11 500 vuosittaista lintukuolemaa (Rydell ym. 2012). Tämä nykyistä reilusti suuremmalle tuulivoimalamäärälle arvioitu luku on pienempi kuin esimerkiksi arvioitu meriliikenteen öljypäästöjen aiheuttama vuosittainen kuolleisuus Ruotsissa (jopa 100 000 lintua), puhumattakaan kissojen (noin 6–7 miljoonaa lintua) tai liikenteen (noin 10 miljoonaa lintua) aiheuttamista vuosittaisista kuolemista (Dahlfors 2006, Rydell ym. 2012 mukaan). Eri energiantuotantomuotojen aiheuttamaa lintukuolleisuutta on yritetty vertailla vain yhdessä tutkimuksessa, jonka mukaan tuulivoiman ja ydinvoiman lintukuolemavaikutukset olisivat samaa luokkaa, kun taas fossiilisten polttoaineiden vaikutukset olisivat monta kertaa suurempia (Sovacool 2009). Kyseisen tutkimuksen käyttämiä menetelmiä on kuitenkin voimakkaasti ja perustellusti kritisoitu (Willis ym. 2010), joten vertailun tuloksia ei voi pitää erityisen luotettavina.

2.1.1 Törmäykset tuulivoimaloihin Suomessa

Suomessa lintujen törmäykset tuulivoimaloihin ovat havaintojen mukaan olleet varsin harvinaisia, mutta toisaalta tehdyissä seurannoissa havainnointiteho on vaihdellut suuresti. Todellinen törmäysten määrä on myös käytännössä lähes aina suurempi kuin havaittu törmäysten määrä, koska raadonsyöjät ehtivät yleensä viemään osan törmänneistä linnuista jo ennen tutkijoiden saapumista paikalle eikä kaikkia etsintähetkellä löydettävissä olevia törmänneitä lintuja yleensä löydetä. Ruotsissa tehdyissä kokeissa havaittiin, että vain reilu neljännes raadoista säilyi viikon ajan maastossa löydettävissä, ja toisaalta etsijät löysivät vain noin kolmanneksen löydettävissä olleista törmänneistä linnuista (Hjernquist 2014). Niinpä viikoittain vuoden ympäri tehdyissä laskennoissa törmänneiksi havaittujen lintujen määrä piti kyseisellä tutkimusalueella kertoa noin kymmenellä todenmukaisemman kuolleisuusarvion saamiseksi. Törmäysten todennäköisyys oli suurin keväällä, seuraavaksi suurin syksyllä, pienempi kesällä ja selvästi pienin talvella (Hjernquist 2014). Käytän ruotsalaistutkimuksen arviota törmänneiden lintujen löytymisen todennäköisyydestä sekä havaintoja törmäysten vuodenaikaisvaihtelusta kahden suomalaistutkimuksen törmäyshavaintojen muuntamiseksi vuosittaisiksi turbiinikohtaisiksi kuolleisuusarvioiksi. Sekä törmänneiden lintujen säilyminen löydettävissä että niiden löytämisen helppous vaihtelevat suuresti eri alu-

eiden välillä (Morrison 2002), joten suomalaistutkimuksista laskemani kuolleisuusarvot sisältävät hyvin suuria epävarmuuksia ja ovat siten vain karkeasti suuntaa antavia.

Ahvenanmaan saariston Båtskärin tuulivoimapuiston (yhteensä kuusi turbiinia) seurannoissa havaittiin neljän seurantavuoden aikana yhteensä kahdeksan kuollutta lintua: neljä harmaalokkia *Larus argentatus*, kaksi merikotkaa *Haliaeetus albicilla*, lapintiira *Sterna paradisaea* ja varis *Corvus corone cornix* (Tanskanen 2012). Törmänneitä lintuja havainnoitiin kuitenkin vain pesimälinnuston laskentojen yhteydessä kolmena päivänä vuodessa. Jos törmäysten määrä lasketaan olleen kuuden kuukauden ajan samanlaisen ja oletetaan törmäysten vuodenaikaisvaihtelun takia tämän puolen vuoden tuloksen suunnilleen edustavan koko vuoden kuolleisuutta, saadaan tuulivoimalakohtaiseksi kuolleisuudeksi noin 25 kuollutta lintua / vuosi. Tämä on lähellä runsaslintuisella alueella ja muuttoreitin varrella sijaitsevan ruotsalaistutkimusalueen kuolleisuusarvioita (Hjernquist 2014).

Pohjois-Pohjanmaan metsäisessä ympäristössä sijaitsevien tuulivoimapuistojen vuoden 2016 törmänneiden yksilöiden etsinnöissä havaittiin yhteensä neljätoista törmännyttä lintuyksilöä: kaksi metsoa *Tetrao urogallus*, teeri *Lyrurus tetrix*, riekko *Lagopus lagopus*, telkkä, merikotka, varpushaukka *Accipiter nisus*, suopöllö *Asio flammeus*, merilokki *Larus marinus*, harmaalokki, naurulokki *Chroicocephalus ridibundus*, kaksi tervapääskyä *Apus apus*, sieppolaji (*Muscicapidae* sp.), sekä yksi pohjanlepakko *Eptesicus nilssonii* (FCG Suunnittelu ja tekniikka Oy 2017a; b). Etsintöjä tehtiin noin 120 turbiinin alta yhteensä 1042 (eli keskimäärin 6,6 etsintää / tuulivoimala). Olettamalla, että etsinnät tehtiin noin viikon välein ja käyttämällä ruotsalaistutkimuksen kertoimia, saadaan laskennalliseksi tuulivoimalakohtaiseksi vuosikuolleisuudeksi noin viisi lintua. Tämä on samaa luokkaa kuin ruotsalaisarvot keskimääräisestä tuulivoimaloiden aiheuttamasta vuosikuolleisuudesta (Rydell ym. 2017), mutta enemmän kuin Koistisen (2004) ehdottama yhden linnun keskimääräisen vuosikuolleisuus metsäisille seuduille rakennetuille tuulivoimaloille. Viisinkertainen ero arvioidussa vuosikuolleisuudessa voi kuitenkin täysin selittyä tutkimusalueiden välisillä eroilla törmänneiden lintujen löydettävyydessä. Törmäys selvityksen tekijät itse pitivät törmänneiden lintujen etsintöjen ja lentävien lintujen seurantojen perusteella ”hyvin epätodennäköisenä”, että tuulivoimalakohtainen vuosittainen kuolleisuus ylittäisi yhden yksilön (FCG Suunnittelu ja tekniikka Oy 2017a).

Kolmannella suomalaisella seuranta-alueella, Perämeren rannalla sijaitsevassa Kemmin Ajoksen tuulivoimapuistossa (yhteensä 10 turbiinia) havaittiin vain yhden telkän *Bucephala clangula* törmänneen tuulivoimaloihin koko kolmivuotisen seurantajakson aikana (Parviainen & Sauvola 2011, Pöyry Finland Oy 2011 mukaan). Pohjois-Pohjanmaan tuulivoimapuistojen alueilla tehdyissä muuttolintujen havainnoinnissa ei havaittu yhtään törmäystä, vaikka tuulivoimaloiden läheisyydessä havaittiin kymmeniä tuhansia muuttavia lintuja (FCG Suunnittelu ja tekniikka Oy 2017a; b). Törmäysalttiina

usein pidettyjen hanhien (*Anser* spp., *Branta* spp.), joutsenten *Cygnus* spp. tai kurkien *Grus grus* ei havaittu törmänneen voimaloihin kertaakaan, vaikka niitä muutti alueen läpi tuhansittain ja kyseisten lajien liikkumisen seuraamiseen keskityttiin erityisesti (FCG Suunnittelu ja tekniikka Oy 2017a). Kyseisten lajien törmäysten määrät oli rakentamista edeltäneissä arvioissa ennustettu kymmeniksi vuodessa (FCG Finnish Consulting Group 2012), mutta kolmen vuoden seurannassa ei havaittu yhtään törmäystä. Saatujen tulosten mukaan metsäisille alueille sijoitetut tuulivoimalat eivät luultavasti tapa merkittävää määrää lintuja ja havaittujen törmäysten määrässä on jääty kauas muualla Euroopassa havaitusta paikoittain suurista törmäysmääristä (FCG Suunnittelu ja tekniikka Oy 2017a).

2.1.2 Törmäysten vähentäminen tuulivoimaloiden sijoittelun avulla

Yksinkertaisin, tehokkain ja keskeisin tapa ehkäistä ja vähentää lintujen törmäyksiä tuulivoimaloihin on sijoittaa ne sellaisiin paikkoihin, joissa törmäysriskit ovat vähäisiä (Rydell ym. 2012). Tuulivoimalan rakentamisen jälkeen lintujen törmäyksiä on vaikea ehkäistä. Niinpä huolellinen suunnittelu on tärkeää, jotta tuulivoiman kielteiset linnustovaikutukset pystytään tehokkaasti minimoimaan. Suurimmassa osassa tuulivoimapuistoja törmäysten määrät ovat vähäisiä, mutta joissain lintujen kannalta ongelmallisiin paikkoihin sijoitetuissa kuolleisuudet ovat olleet korkeita (Erickson ym. 2001; De Lucas ym. 2008; Katzner ym. 2016). Sijoittelussa kannattaa välttää korkeiden lintutiheyksien alueita sekä muuttajien tai paikallisten lintujen säännöllisesti käyttämiä lento- reittejä, sillä tällaisilla paikoilla oleviin tuulivoimaloihin törmää eniten lintuja (Everaert & Stienen 2007; Ferrer ym. 2012; Northrup & Wittemyer 2013; Marques ym. 2014). Törmäysten määriin vaikuttaa tuulivoimalaa ympäröivä maasto sekä suuressa mittakaavassa (etäisyys rannikosta, mantereiden muodot) että pienessä mittakaavassa (yksittäiset kosteikot, harjanteet), joten molemmat mittakaavat tulee molemmat ottaa huomioon suunnittelussa. Esimerkiksi Altamontissa Kaliforniassa kanjonin lähellä olevat tuulivoimalat tappoivat enemmän lintuja kuin muut tuulivoimapuiston turbiinit (Orloff & Flannery 1992). Toisaalta tuulivoimaloiden sijoittelu laajemmassa mittakaavassa vaikuttaa merkittävästi isohaarahaukan *Milvus milvus* mallinnettuihin populaatiokokovaikutuksiin Sveitsissä (Schaub 2012). Tuulivoimalarivin aiheuttamaan kuolleisuuteen vaikuttaa myös sijaitsevatko ne kohtisuoraan lintujen pääasialliseen liikkumissuuntaan nähden (Larsen & Madsen 2000).

Rannikon lähellä maalla sijaitseviin tuulivoimaloihin on havaittu törmäävän selvästi (3–5 kertaa) enemmän lintuja kuin sisämaassa sijaitseviin tuulivoimaloihin voimaloihin (Everaert & Stienen 2007; Brenninkmeijer & Klop 2017). Etenkin vuorovesirannoilla nousuveden aikaisten kerääntymäalueiden läheisiin voimaloihin on havaittu törmäävän paljon lintuja, kuten myös niihin voimaloihin, jotka olivat muutonaikaiselta lepäily-

alueelta meren ylitse kevätmuutolle lähtevien muuttolintujen lentoreitillä. Näissä paikoissa yksittäisten voimaloiden havaittiin tappavan jopa satoja lintuja vuodessa (Brenninkmeijer & Klop 2017).

2.1.3 Lajiryhmien välisiä eroja törmäysalttiudessa

Lintulajien ruumiinrakenne ja lentotavat vaikuttavat niiden alttiuteen törmätä tuulivoimaloihin (Barrios & Rodríguez 2004; Hoover & Morrison 2005; Strickland ym. 2011). Kaartelevat lajit, suurikokoiset lajit sekä sellaiset lajit, joilla on pienet siivet suhteessa ruumiinkokoon ovat tutkimusten mukaan erityisen alttiita törmäämään. Lintulajiryhmistä päiväpetolinnut (Accipitriformes), kanalinnut (Galliformes), lokit (Laridae) ja tiirat (Sterninae) ovat havaintojen mukaan kaikkein altteimpia törmäämään tuulivoimaloihin (Everaert & Stienen 2007; Carrete ym. 2009).

Suurin osa muuttolinnuista muuttaa yöllä. Jo vuosikymmenten ajan on tiedetty näiden yömuuttajien olevan erityisen alttiita törmäämään erilaisiin korkeisiin ja varsinkin kirkaasti valaistuihin ihmisrakennelmiin, kuten majakoihin, mastoihin ja pilvenpiirtäjiin (Hüppop ym. 2006; Longcore ym. 2008; Arnold and Zink 2011). Toisin kuin tämän tiedon perusteella voisi olettaa, yöllä muuttavien lintujen ei yleisesti ole havaittu olevan alttiimpia törmäämään tuulivoimaloihin kuin päivämuuttajien (Krijgsveld ym. 2009). Yömuuttajien osuus törmänneistä linnuista vaihtelee suuresti tuulivoimapuistojen sijoituspaikan mukaan ja joissain tuulivoimapuistoissa suurin osa törmänneistä linnuista oli yömuuttajia (Erickson ym. 2001; Johnson ym. 2002).

2.1.4 Lajiryhmien välisiä eroja törmäysalttiudessa, varpuslinnut

Lukumääräisesti selvästi suurin osa linnuista on varpuslintuja (Passeriformes). Paikoittain valtaosa tuulivoimaloihin törmänneistä linnuista on ollut varpuslintuja, mutta yksittäisen varpuslinnun todennäköisyys osua tuulivoimalaan on havaittu olevan pienempi kuin erällä muilla lajiryhmillä (Hötker 2006; Krijgsveld ym. 2009). Tämä johtuu luultavasti siitä, että pääasiassa öisin muuttavat varpuslinnut lentävät tavallisesti korkeammalla (satojen tai tuhansien metrien korkeudessa) kuin mihin tuulivoimalan lavat ulottuvat (Alerstam 1990). Toinen syy lienee se, etteivät tuulivoimalan varoitusvalot ole niin voimakkaita, että ne houkuttelisivat varpuslintuja. Pääskyt (Hirundinidae) vaikuttavat olevan varpuslinnuista kaikkein altteimpia törmäämään tuulivoimaloihin, mikä johtuu luultavasti siitä, että ne tulevat ajoittain saalistamaan voimaloiden houkuttelemia lentäviä hyönteisiä (Ahlén, Baagøe & Bach 2009).

2.1.5 Lajiryhmien välisiä eroja törmäysalttiudessa, päiväpetolinnut

Päiväpetolintujen (haukat, kotkat ja korppikotkat) on havaittu törmäävän tuulivoimaloihin eri puolilla maailmaa (Barrios & Rodríguez 2004; Baisner ym. 2010; Dahl ym. 2012; de Lucas ym. 2012; Martínez-Abraín ym. 2012). Useimmissa tutkimuksissa petolintujen törmäykset ovat olleet harvinaisia (Erickson ym. 2001; Percival 2003; Farfán ym. 2009; Hernández-Pliego ym. 2015), mutta tietyissä, päiväpetolintujen kannalta vaarallisiin paikkoihin sijoitetuissa tuulivoimapuistoissa törmäyksiä on sattunut paljon. Kuuluisin esimerkki on Kalifornian Altamontin alueella sijaitseva, jo 1980-luvulta asti toiminut tuulivoimapuisto, jonka on arvioitu tappavan noin 67 maakotkaa *Aquila chrysaetos* vuosittain alueen erityisen tiheästä maakotkapopulaatiosta (Smallwood & Thelander 2008). Toisaalta esimerkiksi Bulgariassa päiväpetolintujen runsaasti käyttämän muuttoreitin keskellä sijaitsevassa tuulivoimapuistossa törmäyskuolleisuuden on havaittu olevan pieni sekä petolintujen että muiden lintujen osalta (Zehndjiev & Whitfield 2016).

Merikotkat ovat olleet erityisen huomion kohteena pohjoismaisissa tutkimuksissa. Norjan Smølassa kymmeniä merikotkia on törmännyt tuulivoimaloihin, mikä on, mahdollisesti yhdessä tuulivoimaloiden häirintävaikutuksen kanssa, aiheuttanut joidenkin tuulivoimaloiden läheisten perinteisten pesimäreviirien autioitumisen (Dahl ym. 2012). Smølan saaren merikotkapopulaatio on lukuisista törmäyksistä huolimatta jatkanut kasvuaan myös tuulivoimapuiston perustamisen jälkeen. Suomessa Merenkurkkuun ja Ahvenanmaalle suunnitteilla olevien tuulivoimapuistojen on arveltu mahdollisesti uhkaavan merikotkakantaamme (Vehanen ym. 2010). Rakennettujen tuulivoimaloiden ei ole havaittu vaikuttaneen merikotkien pesimämenestykseen (Niinimäki 2013). Suomessa merikotkien on havaittu törmänneen tuulivoimaloihin muutaman kerran (Tanskanen 2012; FCG Suunnittelu ja tekniikka Oy 2017a), jonka lisäksi läheltä piti -tilanteita on havaittu Pohjois-Pohjanmaan seurannoissa useita. Suomalaisten havaintojen perusteella merikotkat eivät muiden lintujen tavoin väistä tuulivoimaloita, vaan liikkuvat ikään kuin tavalliseen tapaan niistä välittämättä, mikä aiheuttaa vaaratilanteita ja törmäyksiä. Merikotkien piittaamaton asenne tuulivoimaloita kohtaan tarkoittaa sitä, että törmäysten ehkäiseminen on vaikeaa, etenkin kun esiinikäiset merikotkayksilöt liikkuvat hyvin laajalla alueella ja vaikeasti ennustettavia reittejä (FCG Suunnittelu ja tekniikka Oy 2017a). Suomessa ja Norjassa havaituista törmäyksistä huolimatta lajin populaatiokoot ovat olleet molemmissa maissa kasvussa, mutta merikotkien törmäysalttiuden takia laajamittainen tuulivoiman lisärakentaminen lajin parhaille esiintymisalueille saattaa uhata merikotkapopulaatioita tulevaisuudessa.

2.1.6 Lajiryhmien välisiä eroja törmäysalttiudessa, merilinnut

Monet avomerilinnut (kuten ruokkilinnut Alcidae) ovat pitkäikäisiä ja saavuttavat sukukypsyyden vasta useamman vuoden ikäisinä, minkä takia niiden populaatiot ovat erityisen herkkiä kuolleisuuden muutoksille (Niel & Lebreton 2005), kuten tuulivoimaloiden mahdollisesti aiheuttamalle lisäkuolleisuudelle. Lintujen törmäykset avomerialueelle sijoitettuihin tuulivoimaloihin ovat tutkimusten mukaan olleet harvinaisia ja vähälukuisempia kuin ennen seurantoja yleensä oletettiin (Desholm & Kahlert 2005; Petersen, Christensen & Kahlert 2006; Plonczkier & Simms 2012). Esimerkiksi ruotsalaiseen merellä sijaitsevaan viiden tuulivoimalan yksikköön on arvioitu törmäävän vain noin yksi lintu vuodessa (Pettersson 2005). Yleensä vesilinnut havaitsevat mereiset tuulivoimalat hyvin kiertävät ja kiertävät ne jo kaukaa (Petersen ym. 2006).

2.1.7 Lajiryhmien välisiä eroja törmäysalttiudessa, kanalinnut

Kanalinnut törmäävät monia muita linturyhmiä useammin tuulivoimaloihin, mutta yleensä niiden ei ole havaintojen perusteella tulkittu törmänneen pyöriviin lapoihin, vaan tuulivoimalan torniin (Bevanger ym. 2010; FCG Suunnittelu ja tekniikka Oy 2017a). Kanalinnut poikkeavat tässä suhteessa muista lajiryhmistä, joiden kuolleisuus muodostuu käytännössä pelkästään törmäyksistä lapoihin. Kanalintujen tiedetään törmäävän usein myös muihin ihmisrakennelmiin, kuten esimerkiksi voimajohtoihin (Bevanger 1998).

2.1.8 Törmäysten vuodenaikaisvaihtelu ja säätilan vaikutus

Linnuilla ei yleensä ole kovin selkeää vuodenaikaisvaihtelua törmäysalttiudessa, ainakaan vuoden ympäri lumettomana pysyvillä alueilla (Rydell ym. 2012). Pohjoisilla alueilla lintujen määrät vaihtelevat voimakkaasti vuodenaikojen mukaan ja sen myötä myös törmäyksiä tuulivoimaloihin tapahtuu etenkin muutto- ja pesimäaikaan (Hjernquist 2014). Lintujen muuttomatkoilla tapahtuvat törmäykset ajoittuvat lajikohtaisesti muuttohuippuihin keväällä ja syksyllä. Säätila vaikuttaa selvästi lajien päiväkohtaiseen muuttoaktiivisuuteen (Lindén, Meller & Knape 2017), joten pienessä mittakaavassa muuttolintujen päivittäistä alttiutta törmätä tuulivoimaloiden voidaan osittain ennustaa säätilan mukaan. Pesinnän vaihe voi myös vaikuttaa törmäysalttiuteen. Merikotkien on havaittu törmäävän tuulivoimaloihin useimmiten pesintöjensä alkuvaiheessa, jolloin ne lentelevät eniten voimaloiden lähellä (Dahl ym. 2012). Myös tiiroilla törmäyksiä sattuu eniten pesinnän aikana ja varsinkin poikasten ruokkimisen aikaan,

koska ruokailulentojen määrän kasvu ajoi linnut lentämään lähempää voimaloita (Everaert & Stienen 2007). Oletettavasti pesinnän vaihe voi vaikuttaa monien muidenkin lajien törmäysalttiuteen silloin, kun tuulivoimalat sijaitsevat pesimäpaikkojen läheisyydessä ja ruoanhakulennot suuntautuvat niiden läheltä.

Säätilaan ja vuodenaikaan perustuvia ennusteita törmäyksille alttiiden lajien runsaimmista muuttopäivistä voi käyttää vähentämään törmäyksiä muuttoreitin varrella sijaitsevissa tuulivoimaloissa. Toinen vaihtoehto törmäysten vähentämiseksi on käyttää automaatiotekniikkaa. Esimerkiksi muuton pullonkaula-alueella tehdyssä tutkimuksessa havaittiin, että lintuja havaitsevan tutkan avulla ajoitettu tuulivoimalan sulkeminen kaartelevien lintujen muuttohuippujen ajaksi aiheutti sen, että viiden syksyn aikana yksikään kaarteleva lintu ei törmännyt tuulivoimaloihin (Tomé ym. 2017). Muuttohuippujen aikaisista sulkemisista aiheutui vain noin 0.2–1.2 % menetys tuulivoimaloiden toiminta-aikoihin. Automaatiotekniikan hyödyntämisestä törmäysten estämisessä on toistaiseksi vielä vähän kokemuksia, joten sen laajempaa käyttökelpoisuutta on vielä vaikea arvioida.

2.1.9 Törmäykset tuulivoimaloihin liittyviin muihin rakenteisiin

Itse tuulivoimaloihin törmäämisen lisäksi linnut saattavat törmätä muihin tuulivoimaloihin liittyviin rakenteisiin, kuten voimajohtoihin, sääasemiin, rakennuksiin tai huoltoliikenteen ajoneuvoihin (Kuvlesky, William P. ym. 2007). Näiden törmäysten osuutta tuulivoimaloiden kokonaisvaikutuksessa on vaikea arvioida (Rydell ym. 2012), mutta yhdessä tutkimuksessa tuulivoimaloihin liittyvien voimalinjojen aiheuttama kuolleisuus hehtaaria kohti arvioitiin olevan noin kolminkertainen tuulivoimaloihin verrattuna (Brenninkmeijer & Klop 2017). Toisaalta turbiinien ja voimajohtojen suhteellinen merkitys riippuu paikallisista oloista, koska toisessa tutkimuksessa havaittiin enemmän petolintujen kuolemia turbiineihin kuin niihin liittyviin voimajohtoihin törmäämällä (Barrios & Rodríguez 2004). Voimajohtojen tiedetään yleisesti aiheuttavan paljon lintukuolemia ja olevan yksi merkittävimmistä lintukuolemia aiheuttavista ihmisrakenteista (Bevanger 1998; Loss, Will & Marra 2014), joten voimajohtojen määrällä ja sijainnilla on luultavasti useimmiten merkittävä vaikutus tuulivoimaloiden kokonaiskuolleisuudessa. Voimajohtoihin liittyvää kuolleisuutta voi vähentää kaivamalla ne maahan paikoissa, joissa se on teknisesti ja taloudellisesti mahdollista. Usein voimajohtoihin törmäävät lajit eivät ole samoja kuin tuulivoimaloihin törmäävät lajit, jolloin näiden eri rakenteiden aiheuttama kuolleisuusvaikutus on varsin erilainen (Brenninkmeijer & Klop 2017).

2.1.10 Turbiinin mallin ja koon sekä tuulivoimapuiston ominaisuuksien vaikutukset törmäyksien määriin

Suurista turbiineista koostuvat tuulivoimapuistot tappavat havaintojen mukaan vähemmän lintuja tuotettua energiayksikköä kohti kuin pienistä voimaloista koostuvat puistot (Hötker 2006; Barclay, Baerwald & Gruver 2007; Smallwood & Karas 2009; Hjernquist 2014). Vanhoja tuulivoimapuistoja uusittaessa monien pienten voimaloiden korvaaminen pienemmällä määrällä isompia voimaloita vähentää voimaloiden määrää alueella ja sitä kautta estevaikutus vähenee, koska isojen voimaloiden väliin jää enemmän tilaa lentää. Lisäksi uusittaessa tuulivoimapuiston voimaloita pystytään hyödyntämään kertynyttä seurantatietoa ja siten välttämään uusien voimaloiden sijoittamista linnuille vaarallisimmaksi todetuille paikoille, kuten esimerkiksi jyrkenteille, harjanteille ja kosteikoille. Toisaalta päiväpetolintujen kuolleisuuden on havaittu olevan suurempaa korkeudeltaan ja roottorien kooltaan suuremmissa tuulivoimaloissa (Thelander, Smallwood & Rugge 2003; De Lucas ym. 2008). Muissa linturyhmissä tuulivoimalan koolta on joskus havaittu olevan vaikutusta turbiinikohtaiseen lintujen kuolleisuuteen (Hjernquist 2014), muttei läheskään aina (Hötker 2006; Barclay ym. 2007; Everaert & Stienen 2007). Suurissa tuulivoimapuistoissa päiväpetolintujen kokonaiskuolleisuuden on odotettavasti havaittu olevan suurempi kuin pienissä, mutta toisaalta tuulivoimalakohtaisessa kuolleisuudessa ei ole havaittu eroa (Rydell ym. 2012) tai kuolleisuus on ollut pienempi (Rasran & Dürr 2017).

2.2 Muut kuin suorat törmäysvaikutukset

Törmäysten lisäksi tuulivoimalat voivat vaikuttaa lintuihin vähentämällä sopivaa elinympäristöä joko suoraan rakentamisvaikutuksen kautta tai epäsuoremmin rakentamisen, turbiinin pyörinnän, tai huoltoliikenteen aiheuttaman häirintävaikutuksen kautta (Arnett ym. 2007; Gue ym. 2013). Tuulivoimaloiden aiheuttamalla häirintävaikutuksella on arvioitu usein olevan törmäyksiä suurempi vaikutus lintupopulaatioihin (Rydell ym. 2012). Häirintävaikutus (engl. displacement) tarkoittaa tässä katsauksessa sitä, että tuulivoimala aiheuttaa syystä tai toisesta lintujen siirtymisen pois voimalan läheisyydestä, jolloin niille muuten sopiva pesimä- tai ruokailuympäristö jää käyttämättä. Tällöin tuulivoimalat siis muuttavat lintujen ympäristönkäyttöä, mikä voi johtaa huonompilaatuisten ruokailu- tai lepäilyalueiden käyttöön verrattuna tilanteeseen ennen tuulivoimaloiden rakentamista (Rees 2012). Syyt tuulivoimaloiden karttamiselle ovat osittain tuntemattomia, mutta esimerkiksi avomaalla pesivien ja ruokailevien lintujen osalta vaikutus voi johtua yleisestä metsäsaarekkeiden ja ihmisrakennelmien läheisyyden karttamisesta (Walters, Kosciuch & Jones 2014). Pesimäaikana häirintävaikutus ei tavallisesti ulotu kovin etäälle tuulivoimalasta (yleensä alle 100–200 metriä), joskaan monessa tutkimuksessa vaikutusta ei ole havaittu ollenkaan (Rydell ym.

2012). Voimaloiden tai tuulivoimapuiston koon ja rakenteen ei ole tutkimuksissa havaittu selvästi vaikuttavan lintujen käyttäytymisvasteisiin (Barclay ym. 2007; Stewart, Pullin & Coles 2007; Pearce-Higgins ym. 2012), joskin suuremmat tuulivoimalat voivat joissain tapauksissa aiheuttaa voimakkaamman vasteen. Yksittäisillä lajeilla voimalan suuremman koon on havaittu sekä hidastavan lintujen tottumista niihin (Madsen & Boertmann 2008) että lisäävän häirintäetäisyyttä (Hötker 2006).

2.2.1 Häirintävaikutus, mereiset tuulivoimalat

Tutkimuksissa monien vesilintujen (mm. Anseriformes, Gaviidae, Sulidae) on havaittu välttävän ruokailua mereisten tuulivoimapuistojen alueella, eli ruokailijoiden määrät ovat laskeneet rakentamisen jälkeen (Petersen ym. 2006; Larsen & Guillemette 2007; Dierschke, Furness & Garthe 2016). Etenkin suula *Morus bassanus*, kuikka *Gavia arctica*, kaakkuri *Gavia stellata* ja silkkiuikku *Podiceps cristatus* selvästi välttävät tuulivoimala-alueita (Fox ym. 2006; Dierschke ym. 2016). Lisäksi monien muidenkin lajien, kuten ruokin *Alca torda*, riskilän *Cepphus grylle*, allin *Clangula hyemalis* ja mustalinnun *Melanitta nigra* on ainakin osassa tutkimuksia havaittu välttävän tuulivoimaloita (Dierschke ym. 2016). Laajamittainen tuulivoimaloiden rakentaminen näiden lajien suosimille matalikoille vähentää sopivien ruokailualueiden määriä (Larsen & Guillemette 2007). Monet merilinnut liikkuvat hyvin laajalla alueella, minkä takia kohtalaisen kaukanakin toisistaan sijaitsevilla mereisillä tuulipuistoilla voi olla kumulatiivisia negatiivisia vaikutuksia merilinnuille (Masden ym. 2010), mutta tällaisista kumulatiivisista vaikutuksista ei toistaiseksi ole havaintoja. Toisaalta ruokailevien lokkien ja merimetsojen *Phalacrocorax carbo* määrien on havaittu kasvaneen tuulivoimala-alueilla (Dierschke ym. 2016). Selitys tälle lienee se, että voimaloiden jalustat tarjoavat näille lajeille sopivia lepäilypaikkoja (Petersen ym. 2006). Merituulipuistojen huoltoon liittyvän veneliikenne voi ainakin joskus aiheuttaa suuremman häirintävaikutusten kuin itse tuulivoimalat (Pettersson 2005).

2.2.2 Häirintävaikutus, maaseutu- ja muu avomaaympäristö

Monilla maatalous- ja muiden avomaaympäristöjen lintulajeilla on havaittu pienentyneitä pesimätiheyksiä 100–200 metrin säteellä voimaloista (mutta jopa 800 metriin asti) (Leddy, Higgins & Naugle 1999; Pearce-Higgins ym. 2009; Stevens ym. 2013; Sansom ym. 2016; Shaffer & Buhl 2016; Reichenbach 2017), mutta toisaalta toisissa tutkimuksissa tai toisilla lajeilla vastaavaa vaikutusta ei havaittu (De Lucas, Janss & Ferrer 2005; Pearce-Higgins ym. 2012; Stevens ym. 2013; Reichenbach 2017). Tuulivoimaloiden vaikutukset avomaan lajeihin ovat siis vaihdelleet suuresti sekä lajien että paikkojen välillä. Myös vaikutuksen suuruus vaihteli, mutta joillain lajeilla tuulivoimalan läheisyydessä tiheyksien on havaittu olevan jopa 50–95 % pienempiä kuin kauempa-

na vastaavalla ympäristötyypillä (Winkelman 1994). Eri alueiden välisiä eroja kuvastaa kuovien *Numenius arquata* väheneminen tuulivoimaloiden läheisyydessä Skotlannissa (Pearce-Higgins ym. 2012), kun taas toisella alueella vaikutusta kuoviin ei havaittu ollenkaan (Reichenbach 2017). Jälkimmäisellä alueella tuulivoimalat vaikuttivat kuitenkin toiseen peltoseutujen kahlaajaan töyhtöhyppään *Vanellus vanellus*, jonka määrät vähenivät 60 % sadan metrin säteellä voimaloista (Reichenbach 2017). Tuulivoimaloiden vaikutuksia maatalous- ja avomaaympäristössä talvehtiviin lintuihin (pois lukien hanhet ja joutsenet) on tutkittu selvästi pesimäaikaan vähemmän. Yhdessä tutkimuksessa kaikki lajit paitsi fasaani *Phasianus colchicus* esiintyivät yhtä todennäköisesti tuulivoimaloiden lähellä kuin muuallakin (Devereux, Denny & Whittingham 2008).

2.2.3 Häirintävaikutus, talvehtivat hanhet ja joutsenet

Joutsenten ja monien hanhilajien on havaittu siirtyvän pois tuulivoimaloiden läheltä (tai ainakin suosivan kaukaisempia alueita) jopa 500 metrin etäisyydelle asti (Percival 2003; Fijn ym. 2012). Tuulivoimaloiden vaikutus vaihtelee kuitenkin selvästi sekä lajin että alueiden välillä. Yhdessä tutkimuksessa talvehtivien tundrahanhien *Anser albifrons* havaittiin välttelevän tuulivoimaloita aina 600 metrin etäisyydelle asti (Kruckenberg & Jaene 1999), kun taas toisessa tutkimuksessa lyhytnokkahanhien *Anser brachyrhynchus* tiheydet vähenivät vain 100–200 metrin päässä turbiineista (Larsen & Madsen 2000). Joutsenilla ja hanhilla on havaittu myös tottumista tuulivoimaloihin, eli linnut ovat palanneet lähemmäs tuulivoimaloita, kun rakentamisesta on kulunut useampi vuosi (Larsen & Madsen 2000; Madsen & Boertmann 2008; Fijn ym. 2012). Niinpä tuulivoimaloiden aiheuttaman häirinnän pitkäaikaisvaikutuksia on osittain epävarmaa arvioida pituuksiltaan tyypillisesti varsin lyhyiden, vain vuoden tai korkeintaan muutaman vuoden kestävien tutkimusten perusteella.

2.2.4 Häirintävaikutus, petolinnut

Tuulivoimalat vaikuttavat yleensä vain vähän tai ei ollenkaan päiväpetolintujen pesimäalueiden käyttöön ja liikkumiseen (Madders & Whitfield 2006; Hernández-Pliego ym. 2015), joskin joissain tutkimuksissa päiväpetolinnut ovat vältäneet liikkumista tuulivoimaloiden lähellä (Farfán ym. 2009; Garvin ym. 2011). Havaitut erot saattavat johtua sekä eroista tuulivoimaloiden määrissä tutkimusalueille että lajikohtaisista käytäytymiseroista. Tutkimusten johtopäätöksiä mukaan tuulivoiman epäsuorilla vaikutuksilla voisi olla suurempi merkitys joillekin päiväpetolintulajeille kuin suorilla törmäysvaikutuksilla, mutta törmäysten ja häirintävaikutusten suhteellista merkitystä ei toistaiseksi tunneta.

2.2.5 Häirintävaikutus, yhteenvetoa

Laajan yhteenvedon mukaan yli puolet pesimäaikaan tehdyistä tutkimuksista raportoi samanlaisia tai kohonneita lintumääriä tuulivoimaloiden lähellä, kun taas 45 % raportoi pienentyneitä lintutiheyksiä (Rydell ym. 2012). Lintulajien ja -ryhmien välillä oli selviä eroja tuulivoiman vaikutuksessa. Erityisesti peltokanalintujen (Phasianidae) ja kahlaajien (Charadriidae) tiheydet ovat olleet monissa tutkimuksissa pienempiä tuulivoimaloiden läheisyydessä kuin kauempana (Rydell ym. 2012). Tuulivoimalat eivät vaikuttaneet suurimman osan varpuslinnuista tiheyksiin. Suurimmassa osassa talvehtimisaikaan tehdyistä tutkimuksista havaittiin pienentyneitä lintutiheyksiä tuulivoimaloiden lähellä. Erityisesti hanhet, pienemmät sorsalinnut ja kahlaajat välttelivät voimaloiden läheisyyttä, kun taas muilla ryhmillä ei havaittu selkeitä yhdenmukaisia vaikutuksia (Rydell ym. 2012). Ylipäänsä häirintävaikutus vaikuttaa siis olevan voimakkain- ta talvehtimisaikaan parveutuvilla lajeilla, kuten hanhilla, sorsilla ja kahlaajilla.

Vuodenaikojen, alueiden ja lajien välillä sekä lajin sisällä eri populaatioiden välillä on selvää vaihtelua siinä, kuinka kauas tuulivoimalan häirintävaikutus ulottuu. Niinpä yleistysten tekeminen on tulosten perusteella vaikeaa. Useimmiten häirintävaikutus ulottuu kuitenkin alle 100–200 metrin päähän tuulivoimalasta (Rydell ym. 2012). Pisimmät häirintäetäisyydet on havaittu hanhilla, sorsilla ja kahlaajilla, kun taas lyhim- mät petolinnuilla ja varpuslinnuilla. Mereisten voimaloiden vaikutuksen on havaittu ulottuvan jopa kahden kilometrin päähän joillakin lajeilla, kuten kuikkalinnuilla (Petersen ym. 2006), mutta erilaisten tutkimusmenetelmien takia mantereella ja merellä sijaitsevien voimaloiden vaikutusmatkoja on vaikea suoraan verrata keskenään.

Tuulivoimaloiden ympäristön laatu ruokailu- tai pesimäalueena voi vaikuttaa häirintä- vaikutuksen havaittuun voimakkuuteen ja vaikutusmatkaan. Tämä tarkoittaa sitä, että jos saatavuudeltaan rajoittunutta ja laadultaan hyvää elinympäristöä on lähellä tur- biineja, voivat lintuja olla enemmän lähellä tuulivoimaloita kuin silloin, kun vaihtoehtoista yhtä laadukasta habitaattia on ympäristössä runsaasti tarjolla. Esimerkiksi Got- lannissa valkoposkihanhet *Branta leucopsis* ruokailivat lähes kiinni voimaloissa sellai- sissa paikoissa, jossa ne olivat keskellä hyvää ruokailualueita ja vastaavan laatuista aluetta oli rajallisesti saatavilla (Percival 2005). Sen sijaan Saksassa valkoposkihan- het eivät juuri koskaan ruokailleet 350 metrin sisällä voimaloista alueilla, joilla saman- laista peltoympäristöä kuin voimaloiden läheisyydessä oli runsaasti saatavilla kauem- panakin, ja tiheydet olivat pienempiä aina 600 metriin saakka (Kowallik & Borbach- Jaene 2001). Niinpä tuulivoiman mitattu häirintäetäisyys ei ole välttämättä sama kuin se etäisyys, jolla linnut pystyvät ruokailemaan tai pesimään, jos yhtä laadukasta vaihtoehtoa ei ole tarjolla.

2.2.6 Tottuminen tuulivoimaloihin

Linnut usein tottuvat toistuviin, mutta enimmäkseen harmittomiin häiriötekijöihin, mikä takia niiden vaikutus voi vähetä ajan myötä. Muutamissa tutkimuksissa on havaittu lintujen tottumista tuulivoimaloihin, eli heti rakentamisen jälkeen turbiinien lähellä vähentyneet yksilömäärät elpyivät ajan myötä. Tottumista on havaittu merialueiden sorosalinnoilla (Nilsson & Green 2011) sekä talvehtivilla hanhilla ja joutsenilla (Madsen & Boertmann 2008; Fijn ym. 2012). Toisaalta petolinnoilla on huomattu, etteivät ne opi välttämään tuulivoimaloita ajan myötä, vaan törmäysten määrät pysyvät samoina vuodesta toiseen (De Lucas ym. 2008; Smallwood & Thelander 2008; Bevanger ym. 2010). Suurimmassa osassa tutkimuksia lintujen käyttäytymistä on seurattu vain yhtenä vuotena tai korkeintaan muutaman vuoden ajan, mikä vaikeuttaa mahdollisen tottumisen tai oppimisen havaitsemista. Niinpä toistaiseksi tiedetään vielä varsin huonosti, kuinka usein linnut tottuvat tuulivoimaloiden läsnäoloon ja siten muuttavat käyttäytymistensä ajan myötä.

2.2.7 Tuulivoimaloiden aiheuttamien elinympäristön muutosten vaikutukset

Tuulivoimaloiden rakentaminen muuttaa olosuhteita paikallisesti, mikä voi aiheuttaa lintutiheyksien ja lajiston muutoksia varsin pienialaisella rakennustöiden alueella. Käytännössä tämä tarkoittaa yleensä yksittäisten lintuparien elinympäristöjen ja pesimäpaikkojen muuttumista tai tuhoutumista (Zimmerling ym. 2013). Lisäksi voimaloihin liittyvä infrastruktuuri, kuten tiet ja voimajohdot, lisäävät muuttuvan alueen määrää, joten niiden vaikutus pitää laskea mukaan kokonaisvaikutuksia arvioitaessa (Larsen & Madsen 2000). Rakentamisesta aiheutuvan elinympäristönmuutoksen vaikutuksen voimakkuus riippuu siitä, minne tuulivoimaloita rakennetaan. Valmiiksi voimakkaasti ihmisen muokkaamalle alueelle kuten teollisuusalueelle tai intensiivisen maa- tai metsätalouden alueelle rakentamisen elinympäristöjä muuttava vaikutus on pienempi kuin luonnontilaisemmille alueille (Rydell ym. 2012). Tuulivoimaloiden rakentamiseen tarvittava maa-ala lisääntyy merkittävästi, jos rakentamisalueelle pitää tehdä paljon uusia teitä. Suomessa tieverkosto on laajamittaisen metsätalouden takia niin tiheä, että uusien teiden rakentamistarve on vähäisempi kuin muilla vastaavan asukastiheyden alueilla. Joka tapauksessa tuulivoimarakentamisen aiheuttama suora elinympäristöjen muuttuminen vaikuttaa varsin pieneen pinta-alaan verrattuna monien muiden ihmistoi-
mien kuten metsätalouden tai energian tuotantotavoista puun ja turpeen polton aiheuttamiin, laajamittaisesti luontoa muokkaaviin vaikutuksiin (Rydell ym. 2012; Zimmerling ym. 2013).

2.2.8 Estevaikutus

Linnut yleensä väistävät tuulivoimapuistoja, mikä vähentää huomattavasti niiden todennäköisyyttä törmätä turbiinien pyöriviin lapoihin, mutta toisaalta väistäminen voi lisätä liikkumismatkojen pituutta ja sitä kautta energian kulutusta. Muuttolinnuille tuulivoimapuistojen väistäminen ei arvioiden mukaan yleensä ole merkittävä lisäys satojen tai tuhansien kilometrien muuttomatkaan (Pettersson 2005; Masden ym. 2009). Väistämisen aiheuttaman energieettisen lisäkustannuksen merkitys voi olla suurempi pesiville linnuille, jos tuulivoimapuistot sijaitsevat sellaisissa paikoissa, että ne toimivat esteinä päivittäiselle liikehännälle pesä- ja ruokailupaikkojen välillä (Petersen ym. 2006; Masden ym. 2009). Erityisesti vesilintujen (Desholm & Kahlert 2005; Pettersson 2005; Larsen & Guillemette 2007; Masden ym. 2009; Plonczkier & Simms 2012; Harwood ym. 2017) on havaittu väistävän tuulivoimaloita, eli tuulivoimapuistot voivat toimia niille liikkumisesteinä. Toisaalta monille lajeille tuulivoimapuistojen estevaikutus on varsin pieni tai olematon, koska linnut lentävät sujuvasti turbiinien välistä tai vieritse (Fijn ym. 2012; Farfán ym. 2017). Näin on havaittu tapahtuvan myös Pohjois-Pohjanmaan tutkimusalueella, jossa kurjet lensivät ongelmitta tuulivoimapuistojen lävitse ruokailu- ja yöpymisalueidensa välillä (FCG Suunnittelu ja tekniikka Oy 2017a). Perämerellä ja Pohjois-Pohjanmaalla tehdyissä tutkimuksissa tuulivoimaloiden vaikutus lintujen muuttoon ja liikkumiseen olivat ylipäänsä pieniä ja selvästi vähäisempiä kuin mitä kaavoituksen yhteydessä ennen tuulivoimaloiden rakentamista oli arvioitu (FCG Finnish Consulting Group 2012). Estevaikutuksen esiintyminen ja voimakkuus riippuu sekä tuulivoimapuiston sijainnista suuressa mittakaavassa että turbiinien sijoittelusta tuulivoimapuiston sisällä.

2.3 Tuulivoimaloiden vaikutukset lintupopulaatioihin

Lintujen törmäyksiä tuulivoimaloihin on havaittu lukuisissa tutkimuksissa. Lintupopulaatioiden pitkän aikavälin elinvoimaisena säilymisen kannalta oleellista on tutkia ja arvioida, pienentävätkö törmäyskuolleisuus ja tuulivoiman muut mahdolliset haittavaikutukset lajien populaatiokokoja. Lisääntyneen kuolleisuuden populaatiotason vaikutuksia arvioitaessa on tärkeää muistaa, että yksilöiden törmäyskuolemien vaikutus on suurempi pitkäikäisille ja hitaasti lisääntyville lajeille kuin lyhytikäisille ja tehokkaasti lisääntyville lajeille (Desholm 2009; Rydell ym. 2012). Edelliset ovat usein suurikokoisia ja niiden luontainen kuolleisuus on alhaisempi, kun taas jälkimmäiset ovat yleensä pienikokoisia ja niillä on suurempi kuolleisuus. Tuulivoimaloiden aiheuttama lisäkuolleisuus on potentiaalisesti kaikkein merkityksellisintä sellaisille lajeille, jotka ovat sekä

hitaasti lisääntyviä että harvalukuisia, etenkin jos niiden populaatiotrendi on jo muista syistä valmiiksi laskeva (Desholm 2009).

2.3.1 Tuulivoimaloiden vaikutukset lintupopulaatioihin, päiväpetolinnut

Päiväpetolinnut, varsinkin suurikokoiset lajit, ovat yleensä pitkäikäisiä ja hitaasti lisääntyviä, eli muutokset kuolleisuudessa voivat vaikuttaa voimakkaasti populaatioihin (Sæther and Bakke 2000, Carrete ym. 2009). Petolintujen on havaittu olevan alttiita törmäämään tuulivoimaloihin, joten tuulivoimaloiden on pelätty pienentävän niiden populaatioita, jos törmäysten takia kuolleisuus nousee korkeammaksi kuin mitä syntyvyys ja immigraatio pystyvät kompensoimaan. Paikoittaisesta korkeasta kuolleisuudesta huolimatta selviä vaikutuksia populaatiokokoihin ei ole ainakaan toistaiseksi juurikaan havaittu (Stewart ym. 2007; Dahl ym. 2012; Martínez-Abraín ym. 2012; Pearce-Higgins ym. 2012; Niinimäki 2013; Farfán ym. 2017; Hunt ym. 2017). Ainoastaan pikkukorppikotkan *Neophron percnopterus* vähenemiseen Espanjassa tuulivoiman on arvioitu olevan osasyllinen, joskin tuulivoimaloiden aiheuttamien törmäyskuolemien suhteellinen merkitys muihin tekijöihin verrattuna ei ole tiedossa (Carrete ym. 2009; Sanz-Aguilar ym. 2015).

Muutamien muidenkin petolintupopulaatioiden on arvioitu olevan vaarassa pienentyä alueilla, joilla tuulivoimaloita on rakennettu paljon. Esimerkiksi Kaliforniassa pitkään tutkitulla, jo 1980-luvulta asti toiminnassa olleella tuulivoima-alueella maakotkien törmäyskuolleisuus on arvioitu niin suureksi, että populaation poikastuotto pystyy juuri ja juuri kompensoimaan kuolleisuuden (Hunt ym. 2017). Toisen tutkimuksen mukaan kyseinen maakotkien paikallispopulaatio pysyy vakaana vain muualta tulevien yksilöiden täydentävän vaikutuksen avulla (Katzner ym. 2016), eli kyseinen tuulivoima-alue olisi ekologisin termein niin sanottu nielu. Tulosten mukaan tuulivoiman lisärakentaminen Kalifornian tutkimusalueelle tai niille alueille, joilta muualta paikallispopulaatioon liittyvät yksilöt tulevat, voisi kääntää kyseisen maakotkapopulaation koon laskuun (Katzner ym. 2016). Samaan tapaan Saksan isohaarahaukkapopulaatiolle tuulivoimaloista aiheutuvan lisäkuolleisuuden on mallinnettu olevan juuri sen suuruinen, että populaation poikastuotto pystyy kompensoimaan sen, mutta tuulivoiman lisärakentaminen isohaarahaukan pesimäalueille saattaisi kääntää populaation laskuun (Bellebaum ym. 2013). Niin ikään Saksassa maan pohjoisosien tuulivoimaloiden on arvioitu tappavan niin paljon hiirihaukkoja (8 500 vuodessa, eli noin 7 % alueen populaatiosta), että paikallispopulaatio tulisi vähenemään ajan myötä (Grünkorn ym. 2017). Törmäysvaikutusten lisäksi kahdessa tutkimuksessa pesimämenestyksen on havaittu olevan huonompi tuulivoimaloiden läheisyydessä kuin kauempana, mikä voi mahdollisesti johtaa populaatiokoon laskuun pitkällä aikavälillä (Martínez-Abraín ym. 2012; Kolar & Bechard 2016).

2.3.2 Tuulivoimaloiden vaikutukset lintupopulaatioihin, kanalinnut

Kanalintujen on havaittu törmäävän verrattain usein tuulivoimaloihin. Norjassa riekon paikallispopulaation ei kuitenkaan havaittu pienentyneen Smølan saarella tuulivoimala-alueella enempää kuin kontrollialueella, vaikka kymmenittäin lintuja kuoli tuulivoimaloiden seurauksena (Bevanger ym. 2010). Riistalajeina kanalin tukantujen hyvinvointiin kohdistuu erityistä mielenkiintoa, mutta tuulivoimaloiden aiheuttamat kuolemat tuskin vaikuttavat kanalin tukantujen kannankokoihin, sillä törmäyskuolemien yhteismäärä jäänee joihinkin kymmeneen tai satoihin, kun taas vuosittaiset metsästysmäärät mitataan kymmenissä tuhansissa – sadoissa tuhansissa (Riista- ja kalatalouden tutkimuslaitos 2013).

2.3.3 Tuulivoimaloiden vaikutukset lintupopulaatioihin, sisävesien kosteikko- ja vesilinnut

Tuulivoimaloiden ei ole havaittu vähentäneen populaatiokokoa kosteikkolinnuilla. Kahdella tiiralajilla törmäykset voimaloihin aiheutti arviolta ainakin 1,5 % lisäkuolleisuuden, minkä on arvioitu näillä pitkäikäisillä ja hitaasti lisääntyvillä lajeilla voivan ajan myötä pienentää populaatiokokoa (Everaert & Stienen 2007). Pohjois-Saksan tuulivoimaloiden on arvioitu tappavan noin 13 000 sinisorsaa *Anas platyrhynchos* vuosittain, mikä tarkoittaa noin 5 % sinisorsapopulaatiosta (Grünkorn ym. 2017). Mallinnuksen mukaan tuulivoimaloiden aiheuttama lisäkuolleisuus ei tällä tehokkaasti lisääntyvällä lajilla luultavasti aiheuta paikallispopulaatioiden pienenemistä ajan myötä (Grünkorn ym. 2017). Sinisorsa on monen muun sorsa- ja kosteikkolajin tavoin riistolaji, joilla tuulivoiman aiheuttama kuolleisuus jää kauas metsästyksen aiheuttamasta kuolleisuudesta (Riista- ja kalatalouden tutkimuslaitos 2013). Pohjois-Amerikassa pesimäpaikkojen läheisten tuulivoimaloiden ei havaittu lisäävän merkittävästi kahden sorsalajin naaraiden kuolleisuutta, joten populaatiovaikutus arvioitiin vähäiseksi (Gue ym. 2013). Norjassa kaakkureiden havaittiin hylänneen tuulivoimapuiston alueella sijainneet pesimäpaikkansa turbiinien rakentamisen jälkeen, mikä luultavasti johtui tuulivoimaloista, koska lajin havaittiin välttelevän alueen tuulivoimaloita (Halley and Hopshaug 2007). Monin paikoin sopivien pesimäpaikkojen vähyys rajoittaa kaakkurikannan kokoa, joten tuulivoimaloiden rakentamisella liian lähelle kaakkureiden pesimälampia voi olla vaikutuksia alueellisiin populaatiokokoihin.

2.3.4 Tuulivoimaloiden vaikutukset lintupopulaatioihin, metsälinnut

Tuulivoimaloiden vaikutuksia metsälintuihin on tutkittu varsin vähän (Rydell ym. 2012). Kahdessa metsäympäristön pesimälinnuston mahdollisia muutoksia seuranneessa tutkimuksessa ei havaittu eroa metsälintuyhteisön lajikoostumuksessa tai lajisuhteissa tuulivoimapuiston ja kontrollialueen välillä (Battisti ym. 2016), eivätkä lintukannat vähentyneet neljänä vuonna tuulivoimarakentamisen jälkeen verrattuna tilanteeseen neljänä vuonna ennen rakentamista (Astiaso Garcia ym. 2015). Tutkimuksille tuulivoimaloiden vaikutuksista pohjoisten havupuuvaltaisten metsäalueiden pesimälinnustoon olisi suuri tarve, koska suurin osa Suomeen rakennetuista ja rakennettavista tuulivoimaloista sijoittuu nimenomaan metsäalueille.

2.3.5 Tuulivoimaloiden vaikutukset lintupopulaatioihin, avomaiden linnut

Suurin osa maailman tuulivoimaloista on rakennettu avomaille, minkä vuoksi avomaiden voimaloiden vaikutuksista on enemmän tietoa kuin muista ympäristöistä. Useilla avomaiden lajeilla on havaittu pienentyneitä tiheyksiä avomaiden turbiinien ympärillä (mm. Leddy ym. 1999; Pearce-Higgins ym. 2010; Pearce-Higgins ym. 2012), joskaan ei läheskään kaikilla tutkituilla lajeilla (mm. De Lucas ym. 2005; Farfán ym. 2009; Pearce-Higgins ym. 2012). Paikallisesti lintutiheyksiä vähentävän vaikutuksen kautta tuulivoimaloiden laajamittainen lisärakentaminen voisi potentiaalisesti pienentää häirintävaikutuksille herkkien lajien populaatiokokoja laajemminkin. Alueellisia populaatiovaikutuksia voisi aiheutua etenkin silloin, kun tuulivoimaloita rakennetaan sellaisille paikoille, joissa on jonkun häirinnälle herkän lajin suosimaa elinympäristöä ja sopivien pesäpaikkojen saatavuus on kyseisen lajin populaatiokokoa rajoittava tekijä. Avomaan lajien populaatiokokojen vähenemistä tuulivoimaloiden lähialuetta laajemmassa mittakaavassa ei kuitenkaan ole havaittu. Laajamittaisempaa vaikutusta mallintaneessa tutkimuksessa ennustettiin maaseutu ympäristöön rakennettavien tuulivoimaloiden vähentävän kiurujen *Alauda arvensis* paikallispopulaatiota ilmastonmuutoksen ja tuulivoimaloiden häirintä- ja törmäysvaikutusten yhteisvaikutuksen seurauksena noin viidellä prosentilla (Bastos ym. 2016).

Tuulivoimaloilla on havaittu olevan vaihteleva vaikutus niiden lähellä pesivien avomaan lintulajien lisääntymismenestykseen, sillä sekä myönteisiä (Rubenstahl, Hale & Karsten 2012), neutraaleja (Hatchett ym. 2013; Gillespie & Dinsmore 2014; Mcnew ym. 2014; Mahoney & Chalfoun 2016) että negatiivisia (LeBeau ym. 2014; Mahoney & Chalfoun 2016) vaikutuksia on havaittu. Koska vaikutukset ovat enimmäkseen rajoittuneet lähelle turbiineita, on lisääntymismenestyksen muuttumisella joitain harvoja

poikkeuksia lukuun ottamatta luultavasti korkeintaan paikallista vaikutusta populaatiokokoihin.

2.3.6 Tuulivoimaloiden vaikutukset lintupopulaatioihin, merilinnut

Merilintujen on havaittu väistävän muutto- ja liikkumismatkoillaan tuulivoimapuistoja ja välttävän ruokailemasta niiden läheisyydessä, mutta vaikutuksia populaatiokokoihin ei ole havaittu (Rothery, Newton & Little 2009). Toisaalta populaatiovaikutusten havaitseminen on merilinnuilla vielä vaikeampaa kuin maalinnuilla. Mereisiä tuulivoimaloita ei yleensä ole rakennettu merilintujen merkittäville pesimäpaikoille, jolloin suorien vaikutusten havainnointi on vaikeaa, ja toisaalta mahdollisesti pidentyneiden liikkumismatkojen ja vähentyneiden ruokailualueiden käytön yhdistäminen populaatiokokojen muutoksiin on vaikeaa. Niinpä arviot tuulivoimaloiden vaikutuksista merilinnustoon perustuvat pitkälti mallinnoiksi mahdollisista vaikutuksista. Niiden mukaan esimerkiksi Skotlannissa avomerelle pesimäkolonioiden lähelle suunniteltujen useiden tuulivoimapuistojen ruokailulentoihin aiheuttama lisämatka voisi lisätä pikkukajavien *Rissa tridactyla* ja lunnien *Fratercula arctica* aikuiskuoletta riittävästi aiheuttaakseen populaatiotason vaikutuksia (Searle ym. 2014). Toisen tutkimuksen mukaan tyypillisesti hyvin hitaasti lisääntyvillä valtamerilinnuilla negatiivinen tiheydestä riippuvuus ei mallinnoituksen mukaan luultavasti kompensoisi tuulivoiman mahdollisesti aiheuttamaa lisäkuoletta (Horswill, O'Brien & Robinson 2016). Positiivinen tiheydestä riippuvuus voi kolonialinnuilla tutkimuksen mukaan päinvastoin nopeuttaa paikallisia vähentymisiä ja häviämisiä. Yhdessä tutkimuksessa merituulivoimaloiden aiheuttaman vedenalaisen melun tulkittiin vähentäneen pikkutiirille *Sternula albifrons* sopivan pienikokoisen kalaravinnon määrää, mikä vaikeutti ravinnonhankintaa ja sitä kautta johti huonompaan pesimämenestykseen (Perrow ym. 2011). Toisaalta paikoittain mereisten tuulivoimaloiden on havaittu myös lisänneen linnuille sopivan ravinnon määrää (Inger ym. 2009; Langhamer, Wilhelmsson & Engström 2009).

Suomessa meren saarille tai rannikolle rakennettujen tuulivoimaloiden vaikutuksia on tutkittu Kemin Ajoksen ja Ahvenanmaan Båtskärin alueilla (Tanskanen 2012, Parviainen & Sauvola 2011, Pöyry Finland Oy 2011 mukaan). Kummassakin paikassa tuulivoimaloiden vaikutukset linnustoon arvioitiin vähäisiksi. Ahvenanmaalla pesijöiden kokonaismäärä tosin laski hiukan, mutta lajeista vain selkälökkien *Larus fuscus* ja harmaalökkien määrät vähenevät havaittavasti. Ajoksen alueella linnut eivät vältäneet saaria tuulivoimaloiden takia. Ainoastaan harmaalökkimäärät laskivat, minkä arveltiin kuitenkin johtuneen pääasiassa muista syistä kuin tuulivoimaloista (Parviainen & Sauvola 2011, Pöyry Finland Oy 2011 mukaan)

2.3.7 Tuulivoimaloiden vaikutukset lintupopulaatioihin, pitkäaikaisvaikutukset

Tuulivoimaloiden vaikutukset lintujen populaatiokokoihin voivat näkyä vasta vuosien kuluttua rakentamisesta, koska monille lintulajeille tyypillinen pesäpaikkauskollisuus voi saada yksilöt palaamaan pesimään voimaloiden läheisyyteen, vaikka alueen laatu pesimäympäristönä olisi heikentynyt. Jos tuulivoimalan vuoksi pesimätuotto on aikaisempaa pienempää tai kuolleisuus suurempaa, voi poikastuotto suhteessa kuolleisuuteen jäädä alle populaatiokokoa ylläpitävän raja-arvon (Drewitt & Langston 2006). Esimerkiksi teerien vähenemisen Alpeilla sijaitsevien tuulivoimaloiden läheisyydessä on epäilty voivan selittyä tällaisella mekanismilla (Zeiler & Grünschachner-Berger 2009). Myös törmäyskuolleisuuden vaikutus voi kumuloitua vasta vuosien saatossa, jos esimerkiksi lisääntyneen kuolleisuuden takia populaatioon rekrytoituvien yksilöiden määrä pienenee niin paljon, ettei kaikille reviireille riitä enää uusia lintuja vanhojen kuollessa (Katzner ym. 2016). Suuri ongelma tuulivoiman vaikutusten arvioimisessa on sellaisten pitkäaikaistutkimusten puute, joissa toiminnassa olevien tuulivoimaloiden läheisyyden lajistoa olisi seurattu vuosien ajan. Tuloksia pitempiaikaisista vähenemisistä (ainakin osalla tutkituista lajista) on saatu monissa niistä vähälukuisista tutkimuksista, joissa seuranta on tehty pitempään (Stewart, Pullin & Coles 2005; Pearce-Higgins ym. 2012; Farfán ym. 2017). Niinpä lyhyen aikavälin vaikutuksia seuranneiden tutkimusten tuloksia kannattaa varovaisuusperiaatteen mukaisesti pitää arvioina vähimmäisvaikutuksista. Toisaalta tottuminen tai jopa sopeutuminen ajan myötä voivat myös vähentää tuulivoimaloiden vaikutuksia, ainakin jos ne eivät johtuneet törmäyskuolleisuudesta vaan häirintävaikutuksesta (Madsen & Boertmann 2008). Lisää laadukkaita pitkäaikaisseurantoja tarvittaisiin pitkäaikaisvaikutusten merkitysten selvittämiseksi (Steward ym. 2007).

2.3.8 Tuulivoimaloiden vaikutukset lintupopulaatioihin, yhteenvetoa

Tähän mennessä rakennettujen tuulivoimaloiden ei ole muutamaa mahdollista poikkeusta lukuun ottamatta havaittu pienentäneen lintupopulaatioita. Vaikka lintutiheydet tuulivoimaloiden läheisyydessä ovat usein pienempiä kuin kauempana, ei tällä ole havaittu olleen selvää vaikutusta lajien populaatiokokoihin tuulivoimaloiden välitöntä lähialuetta laajemmalla alueella (Rydell ym. 2012). Yleisemminkään lintupopulaatiot eivät vaikuta olevan kovin herkkiä törmäysten aiheuttamalle lisäkuolleisuudelle, sillä lajien välisillä selvillä eroilla alttiuksissa törmätykset kaikenlaisiin rakenteisiin (tuulivoimaloiden lisäksi esimerkiksi voimajohdot ja rakennukset) ei ole havaittu olevan yhteyttä lajien populaatiokokojen muutoksiin, vaikka miljoonia lintuja kuolee vuosittain törmäykseen erilaisiin rakenteisiin (Drewitt & Langston 2008; Arnold & Zink 2011). Myöskään Ruotsissa tehdyn, tätä katsausta vastaavan yhteenvedon mukaan tuulivoimaloiden ei

ole havaittu tai arvioitu vaikuttaneen kansallisiin populaatiokokoihin yhdelläkään lajilla (Rydell ym. 2012).

Tuulivoimaloiden aiheuttama lintukuolleisuus on tutkimusten perusteella useimmiten varsin pieni ja myös kertaluokkaa tai -luokkia pienempi moniin muihin ihmisvaikutuksiin verrattuna, joten suurimmalle osalle lajeista se tuskin aiheuttaa merkittäviä populaatiovaikutuksia (Zimmerling ym. 2013; Erickson ym. 2014). Tietyt lajit, kuten kotkat ja korppikotkat, ovat alttiita törmäämään voimaloihin, joten voimaloiden sijoittelussa kannattaa huomioida näiden ja muiden törmäysherkkien lajien esiintyminen alueella. Jotkut huonosti sijoitetut voimalat ovat aiheuttaneet niin suurta kuolleisuutta, että sen on arvioitu ajan myötä vaikuttavan paikallisiin populaatiokokoihin (Barrios & Rodríguez 2004; Everaert & Stienen 2007; Smallwood & Thelander 2008; Sanz-Aguilar ym. 2015), vaikkei suoria todisteita populaatiovaikutuksista ole (ainakaan vielä) havaittu.

Tuulivoiman aiheuttamista häirintä- tai estevaikutuksista ei ole havaittu olevan selviä alueellisen tai kansallisen mittakaavan populaatiovaikutuksia linnuille. Monissa tutkimuksissa on havaittu yksilömäärien vähentymistä pienessä mittakaavassa, eli tuulivoimaloiden välittömässä läheisyydessä. Tuulivoimalat voivat siis pienentää alueellista populaatioiden kantokykyä (Fijn ym. 2012; Farfán ym. 2017), mutta ainakaan tois-taiseksi sillä ei ole ollut havaittavia populaatiovaikutuksia. Tuulivoimaloiden on havaittu vähentävän lintujen lukumääriä voimaloiden läheisyydessä etenkin (järjestyksessä) hanhilla, kahlaajilla, petolinnuilla ja varpuslinnuilla (Stewart ym. 2007). Erityisesti pesivien kahlaajien tiheydet usein laskevat tuulivoimaloiden rakentamisen jälkeen turbiini-en lähellä (ainakin avomailla), joten tuulivoimarakentamista tulisi pääasiassa ohjata muualle kuin kahlaajien tärkeimmille pesimäpaikoille, joihin lukeutuvat laajat rantaniityt, luonnontilaisen kaltaiset avomaat, kosteikot sekä linnustollisesti merkittävät suot ja tunturialueet (Stewart ym. 2007; Rydell ym. 2012).

Tutkimustulosten tulkintaa vaikeuttaa ongelmat erottaa häirintä- ja populaatiovaikutukset toisistaan (Drewitt & Langston 2006). Tuulivoimaloiden lähistöllä pienentynyt populaatiokoko voi johtua esimerkiksi törmäyskuolemien takia vähentyneestä lintujen määrästä, jolloin populaatio on siis oikeasti pienentynyt. Toisaalta linnut ovat voineet siirtyä pesimään toisaalle tuulivoimalan häirintävaikutuksen takia, jolloin suuremman mittakaavan populaatiokoko on siis pysynyt ennallaan. Linnun siirtyessä tuulivoimalan läheltä toisaalle pesimämenestys voi, laadukkaan korvaavan pesimäympäristön saatavuudesta riippuen, olla joko yhtä hyvä tai huonompi kuin aikaisemmassa, tuulivoimalan vaikutuspiiriin jääneessä pesimäpaikassa. Jos pesimämenestys uudessa paikassa on huonompi kuin alkuperäisessä paikassa, tai jos korvaavaa pesimäpaikkaa ei löydy ollenkaan, voi häirintävaikutus pitkällä aikavälillä vähentää pesivän populaation kokoa, vaikka pesivien yksilöiden määrä välittömästi tuulivoimalan rakentamisen jälkeen säilyisikin ennallaan. Koska näitä vaihtoehtoisia selityksiä ei käytännössä voi

erottaa toisistaan laskemalla lintumäärien muutoksia tuulivoimaloiden läheisyydessä, jäävät tutkimuksissa suuremman mittakaavan ja pitemmän aikavälin populaatiovaikutukset usein epäselviksi.

Vaikka populaatiovaikutuksia ei toistaiseksi ole juurikaan havaittu, ei se kuitenkaan suoraan tarkoita sitä, etteikö tuulivoimaloilla voisi olla populaatiovaikutuksia niiden välitöntä lähipiiriä laajemmilla alueilla, jos voimaloita rakennetaan paljon lisää. Tällä hetkellä toiminnassa olevan tuulivoimaloiden määrä on paljon pienempi kuin tavoitteena oleva lisärakentamisen määrä, eli suunnitelmien toteutuessa tuulivoimaloiden kokonaismäärä tulee luultavasti moninkertaistumaan lähivuosisikymmeninä. Silti selvien vaikutusten puuttuminen myös sellaisilla alueilla, joissa tuulivoimaa on jo nyt paljon viittaa siihen, etteivät tuulivoimalat muodosta uhkaa suurimmalle osalle lintulajeista myöskään tulevaisuudessa. Niinpä esimerkiksi Ruotsissa suunnitellun 30 TWh rakentamisen vuoteen 2020 mennessä ei ole arvioitu vaikuttavan merkittävästi maan lintukantoihin tulevaisuudessa (Rydell ym. 2012).

Tuulivoimarakentamisen kokonaisvaikutusta turbiinien lähipiirin linnustoon voi havainnollistaa laskuharjoituksella ja vertailulla muihin lintuihin vaikuttaviin ihmistoimiin: jos voimaloiden määrä Suomessa nousisi Ruotsin laskelmien mukaisesti 5 000:een vuoteen 2020 mennessä, kaikkien näiden voimaloiden ympärillä lintutiheydet laskisivat 200 metrin säteellä (mistä ei tosin varsinkaan metsäympäristössä ole todisteita) ja voimaloiden säteet eivät menisi päällekkäin, niin silloin lintutiheydet alenisivat yhteensä 628 neliökilometrillä. Tämä on noin 0,18 % Suomen maapinta-alasta, joten odotettavissa oleva kokonaisvaikutus olisi varsin vähäinen. Vertailuna esimerkiksi metsien hakkuiden kokonaispinta-ala pelkästään vuonna 2013 oli 7 180 neliökilometriä (Metsäntutkimuslaitos 2014) eli yli kymmenkertainen tuulivoiman potentiaaliseen vaikutusalaan verrattuna. Energiaturvekäytössä on tällä hetkellä noin 600 neliökilometriä suota, eli suunnilleen saman verran kuin 5 000 tuulivoimalan mahdollinen vaikutusala. Myös metsätalouteen liittyvien metsäautoteiden, puutavaran säilytyspaikkojen jne. yhteispinta-ala on selvästi suurempi (2 000 neliökilometriä, Luonnonvarakeskus 2012) kuin suunnitellun tuulivoimarakentamisen mahdollinen yhteisvaikutusala. Näitä lukuja vertailtaessa on syytä myös muistaa, että tuulivoiman mahdollinen häirintävaikutus on metsä- ja suolinnuille varmasti vähäisempi kuin hakkuiden tai turvetuotannon aiheuttama elinympäristön kokonaisvaltainen muuttuminen.

Yhteenvedona voi todeta, että nykytiedon mukaan laajamittaisellakaan tuulivoiman lisärakentamisella tuskin olisi merkittäviä linnustovaikutuksia Suomessa, jos tuulivoimalat sijoitetaan muualle kuin herkimpien lajien (esimerkiksi merikotka ja maakotka) ja elinympäristöjen (esimerkiksi lintukosteikot) läheisyyteen. Erityisesti metsäympäristöön sijoitettavilla tuulivoimaloilla, etenkin jos ne ovat kauempana rannikosta, ei tutkimusten mukaan luultavasti olisi merkittäviä linnustovaikutuksia. Seurantatutkimuksia tuulivoimaloiden linnustovaikutuksista pitäisi kuitenkin jatkaa ja lisätä tuulivoimarakent-

tamisen lisääntyessä, jotta tuulivoimalat pystyttäisiin luotettavaan tutkimustietoon perustuen sijoittamaan lintujen kannalta mahdollisimman pieniä haittoja aiheuttaviin paikkoihin. Erityisen suuri tarve olisi tutkia tuulivoimaloiden mahdollisia häirintävaikutuksia pohjoisissa metsäympäristömme linnustoon.

3 Lepakot

3.1 Törmäykset tuulivoimaloihin

Lepakoiden törmäykset tuulivoimaloiden pyöriviin lapoihin ovat tuulivoiman luontovai-
kutuksia tarkasteltaessa olleet erityishuomion kohteena, koska törmäykset aiheuttavat
kuolemia tai loukkaantumisia lepakoille (Cryan & Barclay 2009). Törmäysten aiheut-
tamien välittömien kuolemien lisäksi tuntematon määrä lepakoita kuolee törmäysten
aiheuttamiin vammoihin myöhemmin kuin heti törmäyshetkellä, ja tämän ”viivästyneen
kuolleisuuden” on arvioitu saattavan olla merkittävä osa tuulivoimaloiden aiheuttamas-
ta kokonaiskuolleisuudesta (Grotsky ym. 2011). Viivästyneiden kuolemien tutkimisen
vaikeuden takia niiden osuudesta kuolleisuudessa tai vaikutuksesta lepakoihin ei kui-
tenkaan tiedetä käytännössä mitään. Lepakot havaitsevat tuulivoimalarakennelmat
eivätkä myöskään törmäile sammutettuihin tuulivoimaloihin (Arnett ym. 2005; Horn,
Arnett & Kunz 2008b). Lepakot kuitenkin törmäävät tuulivoimaloiden pyöriviin lapoihin,
koska ne eivät havaitse ajoissa sivusta tai yläpuolelta vauhdilla lähestyvää lapaa (kär-
jen nopeus voi olla jopa 100 – 150 metriä sekunnissa), vaikka ne käyttäisivätkin kaiku-
luotaustaan (Rydell ym. 2010a; Grotsky ym. 2011). Lepakot törmäävät joskus harvoin
myös muihin korkeisiin rakennelmiin, mutta selvästi vähemmän kuin tuulivoimaloihin
(Arnett ym. 2005). Niinpä tuulivoimaloiden aiheuttamat lepakkokuolemat johtuvat lä-
hes yksinomaan törmäyksistä pyöriviin lapoihin (Rydell ym. 2010a).

Lepakoita on havaittu kuolevan tuulivoimaloihin noin 0–100 lepakkoa / turbiini / vuosi
(Rydell ym. 2017). Tuulivoimalaiden välillä on siis suurta vaihtelua lepakkotörmäysten
määrässä. Vuoteen 2011 mennessä tehtyjen tutkimusten perusteella tuulivoimalakoh-
taisen kuolleisuuden mediaanin arvioitiin olevan noin 2,9 lepakkoa vuodessa Euroo-
passa (Rydell ym. 2012). Uudempien ja menetelmiltään kehittyneempien tutkimusten
perusteella ruotsalaistutkijat juuri ilmestyneessä yhteenvedossaan päivittivät arvion
keskimääräisestä kuolleisuudesta selvästi suuremmaksi, noin 10–15 yksilöön / tuuli-
voimala (Rydell ym. 2017). Moninkertainen muutos kuolleisuusarviossa viiden vuoden
aikana kuvaa hyvin sitä, kuinka puutteellisia tiedot tuulivoimaloiden vaikutuksista le-
pakoihin ovat olleet, ja monilta osin yhä ovat. Saksassa tuulivoimaloiden aiheutta-

maksi keskimääräiseksi lepakkokuolleisuudeksi on arvioitu 4,3 – 7,4 yksilöä heinäkuusta syyskuuhun ulottuvalla suurimman törmäysriskin aikana. (Korner-Nievergelt ym. 2013). Lähes kaikki törmänneet yksilöt kuuluvat muutamaan avoimessa ilmatilassa saalistaviin sukuun (*Nyctalus*, *Pipistrellus*, *Vespertilio* and *Eptesicus*). Maakohtaisesti kuolleisuudeksi muunnettuna tuulivoimaloiden on arvioitu tappavat yli 250 000 lepakkoa vuosittain Saksassa (Voigt ym. 2015) ja 600 000 – 888 000 lepakkoa Yhdysvalloissa (Hayes 2013; Smallwood 2013).

Suurin osa tuulivoimaloiden tappamista lepakoista on yleensä paikallisia yksilöistä, mutta voimaloihin törmää usein myös kauempaa saapuneita lepakoita. Esimerkiksi saksalaisissa tutkimuksessa yli neljännes tutkituista tuulivoimaloihin törmänneistä isolepakoista *Nyctalus noctula* oli Venäjältä, Baltiasta tai Fennoskandiasta muuttaneita yksilöitä (Voigt ym. 2012; Lehnert ym. 2014). Yleensä törmänneiden yksilöiden alkuperää ei tiedetä, joten muuttavien tai muuten kauempaa tulleiden yksilöiden osuus tuulivoimakuolemista tunnetaan huonosti.

Suomessa lepakkotörmäyksiä on tutkittu toistaiseksi vähän, mutta havaintojen perusteella törmäykset vaikuttavat olevan varsin harvinaisia. Etelärannikolla tehdyssä tutkimuksessa löytyi yhden maastokauden etsinnöillä vain kaksi törmännyttä lepakkoa (Aminoff 2014) ja Pohjois-Pohjanmaan lähinnä lintutörmäyksiin keskittyneissä useita vuosia jatkuneissa etsinnöissä on löytynyt vain yksi lepakko (FCG Suunnittelu ja tekniikka Oy 2017a). Näiden lisäksi Suomesta on löydetty neljä muuta tuulivoimaloihin törmännyttä lepakkoyksilöä (Rodrigues ym. 2014). Kaikki Suomessa törmänneet lepakot ovat olleet pohjanlepakoita, joka kuuluu avoimessa ilmatilassa saalistaviin lajeihin ja on Suomen selvästi sekä laajimmalle levinnyt että ja luultavasti runsain laji. Vaikka lepakoiden törmäyksiä tuulivoimaloihin on Suomessa havaittu vähän, on asiaa toistaiseksi tutkittu niin puutteellisesti, ettei tuulivoimaloiden aiheuttamien lepakkokuolemien turbiinikohtaista vuosittaista määrää tai kokonaismäärää Suomessa pystytä luotettavasti arvioimaan (Ijäs & Hoikkala 2015).

Yksilöiden sukupuolella ja iällä ei ole havaittu olevan johdonmukaista vaikutusta törmäysalttiuteen (Rydell ym. 2010a), joskin tietyillä paikoilla kuolleissa on havaittu olevan enemmän koiraita (Georgiakakis ym. 2012) tai naaraita (Piorkowski & Connell 2010), ilmeisesti riippuen turbiinien sijainnista suhteessa lajien lisääntymisyhdyskuntiin tai pariutumisalueisiin.

3.1.1 Törmäykset tuulivoimaloihin, houkutusvaikutus

Tuulivoimaloiden ongelmallisuutta lepakoiden kannalta lisää se, etteivät lepakot, tai ainakaan osa lajeista, vain satunnaisesti törmää lentoreiteilleen pystytettyihin tuulivoimaloihin, vaan ne aktiivisesti hakeutuvat turbiinien läheisyyteen, mikä lisää törmä-

ysten todennäköisyyttä (Cryan ym. 2014). Tuulivoimaloiden houkutteluvaikutuksen syiksi on ehdotettu muun muassa hyönteisten kertymistä turbiinille tai sen ympärille, mikä puolestaan houkuttelee lepakoita saalistamaan tuulivoimaloiden luokse (Rydell ym. 2010b). Lepakoiden ravintona käyttämien kärpästen ja muiden hyönteisten laskeutumisesta tuulivoimaloiden rungoille on suoria todisteita (Rydell ym. 2016), kuten myös hyönteisten kerääntymisestä turbiinien alueelle (Ahlen 2004; Horn ym. 2008b; Ahlén ym. 2009). Lisäksi lepakoiden on havaittu lentävän turbiinien ympärillä saalistuskäyttäytymiseen viittaavalla lentotavalla (Horn ym. 2008b). Niinpä todisteet ovat varsin vahvat sen puolesta, että tuulivoimaloille kertyneiden hyönteisten saalistus olisi ainakin yksi tuulivoimaloiden houkutteluvaikutuksen syistä. Sen sijaan pohjoisamerikkalaisten tutkijoiden suosimalle teorialle tuulivoimalan luulemisesta sopivaksi lepäilytai pariutumisaikaksi (suureksi puuksi) törmäysten syynä (Ahlen 2004; Cryan 2008) ei ole löytynyt tukea Euroopassa tehdyissä tutkimuksissa (Rydell ym. 2012). Toisaalta kyseistä teoriaa kumoavia tuloksiakaan ei ole saatu muuten kuin sen suhteen, että muutkin kuin puissa päivehtivät lajit törmäävät tuulivoimaloihin. Ovat houkutusvaikutuksen syyt mitkä tahansa, törmäysten tapahtumisen ja niiden ehkäisemisen kannalta olennaisinta on tiedostaa, että tuulivoimalat usein houkuttelevat lepakoita, mikä voi lisätä törmäysten todennäköisyyttä ja törmäysmääriä.

3.1.2 Törmäykset tuulivoimaloihin, barotrauma

Törmäysten lisäksi on esitetty, että kuolemia voisi aiheuttaa myös niin sanottu barotrauma eli pyörivän lavan takana tapahtuvan ilmanpaineen äkillisen muutoksen aiheuttamat repeämät lepakoiden keuhkoissa (Baerwald ym. 2008; Grodsky ym. 2011; Rollins ym. 2012). Keuhkojen lisäksi myös lepakoiden sisäkorva saattaa vahingoittua äkillisestä ilmanpaineen muutoksesta, mikä voisi vaikeuttaa yksilöiden kykyä liikkua ja saalistaa, koska lepakot käyttävät kuuloaistiaan kaikuluotaukseen. Ilmanpaineen vaihteluista kärsiäkseen lepakon täytyy lentää hyvin läheltä lapoja, eli mahdollisen vaikutuksen ulottuma on lyhyt. Yhdessä tutkimuksessa puolella tuulivoimaloiden alta kerätyistä kuolleista lepakoista ei ollut lapojen osumista aiheutuvia ulkoisia vammoja, mutta suurimmalla osalla oli repeymiä keuhkoissa ja sisäisiä verenvuotoja, jotka tutkijoiden mukaan viittasivat barotraumaan (Baerwald ym. 2008). Toisaalta toisen tutkimuksen mukaan vain pienellä osalla tutkituista kuolleista yksilöistä oli merkkejä mahdollisesta barotraumasta, jonka seurauksena tutkijat totesivat barotraumalla olleen tutkittussa otannassa korkeintaan pieni vaikutus kokonaiskuolleisuudessa suhteessa suoriin törmäysvaikutuksiin (Rollins ym. 2012). Niinpä barotrauman merkitys lepakoiden tuulivoimalakuolemista on vielä kiistanalainen aihe. Lepakkoyksilöiden ja populaatiovaikutusten kannalta tarkkaa kuolinsyytä olennaisempaa on, että lepakoita ylipäänsä kuolee tuulivoimaloiden pyöriviin lapoihin, varsinkin kun sekä törmäyskuolemien että mahdollisten barotraumakuolemien vähentämiseksi tai ehkäisemiseksi vaadittavat toimenpiteet ovat samanlaisia. Tässä raportissa termit ”törmäyskuolema” tai ”törmäys” (tai vastaavat) sisältävät myös mahdolliset barotrauman aiheuttamat lepakkokuole-

mat, koska tutkimuksissa ei yleensä pystytty tai edes yritetty erottaa törmäyskuolemia ja mahdollisia barotrauman aiheuttamia kuolemia toisistaan.

3.1.3 Törmäykset tuulivoimaloihin, lajien väliset erot törmäysalttiudessa

Lepakkolajien välillä on selviä eroja alttiudessa törmätä tuulivoimaloihin (Horn ym. 2008, Cryan ym. 2014). Yleisesti ottaen pohjoiseurooppalaisten lepakkolajien alttius törmätä tuulivoimaloihin tunnetaan varsin hyvin, kuten myös lajien ekologiaan ja varsinkin ruokailukäyttäytymiseen liittyvät syyt eroihin alttiudessa (Vindval 2013). Törmäyksille alttiit lepakkolajit ovat pääasiassa pitkä- ja kapeasiipisiä ja avoimessa ilmiössä ruokailevia (Rydell ym. 2010b, Hull & Cawthen 2013). Matalalla (Suomessa esimerkiksi vesisiippa *Myotis daubentonii*) ja metsän sisällä saalistavat eli avomaita välttävät lajit (Suomessa esimerkiksi korvayökkö *Plecotus auritus*) sen sijaan eivät juurikaan törmää tuulivoimaloihin (Rydell ym. 2010a). Tiedot lajien eroista käyttäytymisessä ja sitä kautta törmäysalttiudessa ovat tärkeitä, kun tuulivoimahankkeissa arvioidaan vaikutuksia hankealueilla havaittujen lepakkolajeihin. Pohjoisamerikkalaisten tutkimusten mukaan muuttavat, puissa päivehtivät ja pitkän matkan muuttavat lepakkolajit ovat erityisen alttiita törmäämään tuulivoimaloihin (Arnett ym 2007, Kunz ym., 2007). Sen sijaan Euroopassa törmänneiden joukossa on havaittu olevan melko tasaisesti sekä muuttavia että vuoden ympäri samoilla paikoilla pysytteleviä lajeja (Lehnert ym. 2014). Keski- ja pohjoiseurooppalaisessa lajistossa puissa päivehtijöitä on vähän, mutta tuulivoimaloihin törmäyksiä tapahtuu silti. Niinpä levähtämispaikka tai muuttokäyttäytyminen itsessään ei välttämättä selitä törmäysalttiutta, vaan monilla muuttavilla ja puissa levähtävillä lajeilla on törmäyksiin altistavia morfologisia ominaisuuksia ja käyttäytymispiirteitä (Rydell ym. 2010). Toisaalta Pohjois-Amerikassa havaittujen törmäysten määrät ovat ylipäänsä olleet keskimäärin suurempia kuin Euroopassa, mikä voisi ainakin osittain selittyä eroilla lajistokoostumuksessa ja lepakoiden erilaisten ominaisuuksien runsausosuuksissa.

3.1.4 Törmäykset tuulivoimaloihin, elinympäristökohtaisia eroja

Lepakkojen törmäyskuolemien määrät vaihtelevat melko selkeästi eri luontotyyppien välillä ja eri etäisyyksillä rannikosta, joskin näistä riippumatonta vaihtelua on myös paljon. Luoteis-Euroopassa lepakoiden turbiinikohtainen vuosittainen kuolleisuus on arvioitu pienimmäksi alavien alueiden yhtenäisessä maaseutuympäristöissä, suuremmaksi rikkonaisemmassa maaseutuympäristössä ja suurimmaksi rannikoilla sekä metsäisillä mäillä ja jyrkänteillä (Rydell ym. 2010a). Tutkimuksissa suurimmat lepakkokuolleisuudet on havaittu lauhkean vyöhykkeen metsäisille mäille rakennetuilla tuulivoimaloilla (Arnett ym. 2007; Rydell ym. 2010a). Näissä lehtimetsäympäristöissä

yksittäisten turbiinien on havaittu tappavan monin paikoin 30–40 lepakkoa vuodessa. Suurimmassa osassa Eurooppaa havaitut kuolleisuudet ovat olleet alhaisempia, mutta paikoin saman mittaluokan lukuihin on ylletty metsäisillä vuorilla (Camina 2012; Georgiakakis ym. 2012). Myös rannikoilla kuolleisuus on havaittu olevan ainakin paikoin korkea (Dulac 2008), mutta tutkimustuloksia rannikon läheisistä tuulivoimaloista on varsin vähän.

3.1.5 Törmäykset tuulivoimaloihin, boreaaliset metsäalueet ja Suomi

Eteläisemmiltä ja lehtipuuvaltaisemmilta metsäalueilta saadut tutkimustulokset tuskin kertovat kovin luotettavasti Fennoskandian havupuuvaltaisiin metsiin pystytettävien tuulivoimaloiden lepakkovaikutuksista (Rydell ym. 2012). Yleisesti ottaen tuulivoimaloiden vaikutukset lepakoihin boreaalisilla metsäalueilla tunnetaan toistaiseksi huonosti (Rydell ym. 2012). Tämä on Suomen kannalta erityisen vakava puute tietämyksessä, koska suurin osa Suomeen pystytettävistä tuulivoimaloista tullaan luultavasti sijoittamaan juuri havupuuvaltaisille metsäalueille. Ruotsalaistutkimusten (Ahlen 2004; Rydell ym. 2017), ainoan kotimaisen lepakoiden törmäyskuolleisuuteen keskittyneen tutkimuksen (Aminoff 2014) sekä lintujen törmäyskuolleisuuteen enemmän keskittyneiden, mutta törmänneet lepakot myös raportoineiden tutkimusten (mm. FCG Suunnittelu ja tekniikka Oy 2017) vähäisten lepakkotörmäysmäärien perusteella vaikuttaa siltä, että lepakoiden törmäykset tuulivoimaloihin ovat boreaalisilla metsäalueilla harvinaisempia kuin eteläisemmillä alueilla. Toisaalta ainakin lajimäärä sekä oletettavasti myös yksilömäärät ovat Suomessa eteläisempää Eurooppaa pienempiä, joten oletettavaa on, että törmäyksiä sattuisi vähemmän vaikka yksittäisen yksilön todennäköisyys törmätä olisi samanlainen kuin etelämpänä Euroopassa. Niinpä pienestä törmäysmäärästä ei voi suoraan päätellä populaatioille kohdistuvan pienemmän uhkan kuin eteläisemmillä alueilla.

Ruotsissa kuolleisuus oli muun Euroopan tavoin korkeampi rannikon läheisyydessä kuin kauempana sisämaassa (Ahlen 2004), joten oletettavasti rannikon läheisyys vaikuttaa törmäyskuolleisuuteen myös Suomessa. Ainoan suomalaisen tutkimuksen mukaan myös rannikon läheisissä tuulivoimaloissa lepakoiden törmäyskuolleisuus oli vähäisten löytöjen perusteella vähäistä (Aminoff 2014). Kaikkiaan kyseisessä tutkimuksessa havaittiin vain kaksi törmännyttä lepakkoyksilöä 16 tutkitun voimalan alta, vaikka kyseiset voimalat sijaitsivat etelärannikolla ja siten todennäköisesti sekä lajittolisesti että yksilömääräisesti runsaampien lepakkomäärien alueella pohjoisempiin ja sisämaan alueisiin verrattuna (Aminoff 2014).

Havumetsäalueilla lepakoiden laji- ja lukumäärät ovat Pohjoismaissa yleisesti varsin alhaisia, varsinkin pohjoisessa, missä kesäoisen valoisuus rajoittaa pimeässä saalis-

tamiseen sopeutuneiden lepakoiden levinneisyyttä (Rydell ym. 2012). Laajoilla alueilla Suomen selvästi yleisin laji pohjanlepakko on todennäköisesti ainoa tuulivoimasta mahdollisesti kärsivä laji, koska toisen Suomessa avomailla saalistavan ja sitä kautta törmäyksille alttiin lajin pikkulepakon *Pipistrellus nathusii* esiintyminen painottuu vahvasti rannikkoseuduille (Ijäs & Hoikkala 2015). Vaikka havainnot viittaavat tuulivoimaloiden aiheuttavan vain pientä kuolleisuutta Suomessa, lisätutkimuksia tuulivoimaloiden vaikutuksista lepakoihin Suomessa ja pohjoisilla metsäalueilla laajemminkin tarvittaisiin (Rydell ym. 2012; Ijäs & Hoikkala 2015), koska nykytilanteessa arvio vaikutuksista perustuu pääasiassa vain kahteen tutkimukseen ja muutamiin muihin havaintoihin (Ahlen 2004; Aminoff 2014; Rodrigues ym. 2014; FCG Suunnittelu ja tekniikka Oy 2017a).

Joidenkin lepakkolajien (mm. isolepakko ja kääpiölepakko *Pipistrellus pygmaeus*) on havaittu ajoittain saalistavan myös mereisten tuulivoimaloiden läheisyydessä, luultavasti syöden voimaloiden houkuttelemia muutto- tai vaeltelumatkoillaan olevia hyönteisiä (Ahlén ym. 2009). Tämän käyttäytymisen mahdollisesti aiheuttamaa törmäyskuolleisuutta ei ole pystytty tutkimaan, mutta koska samanlainen saalistuskäyttäytyminen aiheuttaa törmäyksiä mantereella, oletettavasti niitä tapahtuu myös merellä (Rydell ym. 2012). Varsinkin merten yli muuttavat lepakkolajit luultavasti hyödyntävät merituulivoimaloiden ympärille kerääntyneitä hyönteisiä ja ovat siten suuremmissa vaarassa törmätä kuin muut lepakkolajit (Ahlén ym. 2009).

3.1.6 Tuulivoimaloiden sijoittelun merkitys törmäyskuolleisuuteen

Tuulivoimapuistoissa tuulivoimaloiden pienen mittakaavan sijoittelu tai sijainti turbiiniryhmässä ei yleensä vaikuta lepakkokuolleisuuteen kovin voimakkaasti (Fiedler ym. 2007; Horn ym. 2008b). Tuulivoimalarivistön päissä kuolleisuuden on kuitenkin havaittu olevan hiukan korkeampi. Joskus kuitenkin kuolleisuus on yksittäisellä tuulivoimapuiston turbiineilla selvästi korkeampi kuin muilla (Piorkowski & Connell 2010; Georgiakakis ym. 2012). Yleensä varsin tasaisen kuolleisuusvaikutuksen takia kaikkein lepakkoystävällisimmästä tuulivoimaloiden pienen mittakaavan sijoittelusta on hankala antaa suosituksia (Kunz ym. 2007; Rydell ym. 2010a). Avomailla tuulivoimaloiden sijoittamisen yli 100–200 metrin etäisyydelle lähimmästä metsästä on havaittu vähentävän lepakkotörmäysten määrää (Seiche, Endl & Lein 2008). Muuttavien lepakoiden on havaittu seuraavan erilaisia johtolinjoja muodostavia maisemapiirteitä kuten jokia (Jarzembowski 2003; Furmankiewicz & Kucharska 2009), joten tuulivoimaloiden sijoittaminen jokien viereen saattaa lisätä törmäysten todennäköisyyttä, mutta tätä ei ole toistaiseksi tutkittu. Rannikolla havaittu suurempi kuolleisuus (Ahlen 2004; Dulac 2008) johtuu luultavasti ainakin osittain muuttavien lepakoiden tavasta seurata mieluummin rannikkolinjaa kuin lentää meren yllä. Nykytiedon perusteella on mahdotonta

arvioida, kuinka pitkä etäisyys joista, rannikoista tai muista johtolinjoista olisi riittävä törmäystodennäköisyyden vähentämiseksi (Rydell ym. 2012). Lepakoiden tärkeimmistä muutto- ja liikkumisreiteistä Suomessa tarvittaisiin vielä lisää tietoa, jotta ne pystytäisiin paremmin ottamaan huomioon tuulivoimaloiden sijoittelussa. Tuulivoimaloiden haitallisten lepakkovaikutusten minimoimiseksi tulisi tuulivoimapuistoja suunniteltaessa aina noudattaa yhteiseurooppalaista ohjeistusta lepakkoselvitysten tekemisestä (Rodrigues ym. 2014).

3.1.7 Tuulivoimalan koon ja mallin vaikutus törmäyskuolleisuuteen

Tuulivoimaloiden varoitusvaloilla tai pyörivien lapojen aiheuttamalla äänellä ei ole havaittu olevan vaikutusta lepakoiden käyttäytymiseen (Ahlen 2004; Johnson ym. 2004; Horn ym. 2008b; Bennett & Hale 2014). Sen sijaan korkeampiin ja suurempi-roottoriin voimaloihin on havaittu törmäävän enemmän lepakoita, mutta lapojen lähin etäisyys maahan ei vaikuttanut törmäysten määriin (Rydell ym. 2010a). Tuulivoimapuiston koon ei ole havaittu vaikuttavan turbiinikohtaiseen törmäysten määrään (Rydell ym. 2010a). Uusien, yli 100 metrin korkeudelle nousevien tuulivoimaloiden lavat yltyvät niin korkealle, että ne voivat yltyä yöllä ilmavirtojen mukana ajelehtiviin tai muuttaviin hyönteisiin ja sitä kautta uhata kyseisiä hyönteisiä saalisteleviä lepakoita (Rydell ym. 2010b, 2012). Uusien turbiinimallien parempi tuotantokyky alhaisissa tuulennopeuksissa saattaa muodostaa vanhempia voimaloita suuremman uhan lepakoille, koska niitä on kannattavaa pitää toiminnassa entistä heikommilla tuulilla ja sitä kautta lepakoiden törmäystodennäköisyys kasvaa, koska lepakot suosivat saalistuksessaan heikkotuulisia öitä.

3.1.8 Sään ja vuodenajan vaikutukset törmäysten määriin sekä keinoja törmäysten vähentämiseksi

Lepakoiden tuulivoimakuolemat eivät tutkimustulosten mukaan jakaudu tasaisesti vuoden ympäri tai edes kesän ajalle, vaan selvästi eniten törmäyksiä tapahtuu (muualla kuin vuoden ympäri lämpiminä pysyviä alueilla) loppukesällä ja alkusyksyllä (Arnett ym. 2007; Horn ym. 2008b; Rydell ym. 2010a). Myös säätila vaikuttaa voimakkaasti, eli törmäyksiä sattuu eniten vähätuulisina öinä, jolloin tuulen nopeus on alle 4,5–6 m/s ja lämpötila on yli 13–15 °C (Baerwald ym. 2009; Rydell ym. 2010a; Cryan ym. 2014). Kuun kierron vaiheen on niin ikään havaittu vaikuttavan törmäysten määrään siten, että täysikuun ja puolikuuta suuremman kuun aikana törmäyksiä on havaittu enemmän (Cryan ym. 2014). Lisäksi ennen ja jälkeen myrskyrintamien on havaittu keskimääräistä enemmän lepakkotörmäyksiä (Arnett ym. 2007). Tuulen nopeuden, säätilan ja vuoden ajan sekä pienemmässä määrin myös kuun vaiheen vaikutukset lepakoiden törmäysmääriin tarkoittavat sitä, että tuulivoimalakohtainen lähitulevaisuu-

den törmäysriski on varsin hyvin ennustettavissa. Niinpä sulkemalla voimalat pienillä tuulennopeuksilla kaikkein törmäysaltteimpana vuodenaikana ja lämpiminä öinä voidaan lepakoiden törmäyskuolemia tehokkaasti vähentää (Arnett ym. 2009; Baerwald ym. 2009). Etenkin muuttavat lepakkolajit voivat tosin lentää yli 7 m/s tuulella, joten pysäyttäminen tätä alemmissa nopeuksissa voi valikoivasti tappaa näitä lajeja, mutta suojella toisia (Voigt ym. 2015). Tällä menetelmällä lepakoiden törmäyskuolleisuutta on saatu vähennettyä jopa yli 80 % paikoissa, joissa tuulivoimaloiden ajoittaista pysäyttämistä on kokeiltu (Arnett ym. 2009).

Tuulivoimaloiden sulkeminen edellä mainituissa oloissa aiheuttaa yleensä vain vähäisen pienenemisen vuosittaiseen sähköntuotantoon, olosuhteista ja turbiinin mallista riippuen jopa selvästi alle yhden prosentin (Arnett ym. 2009; Baerwald ym. 2009). Yhden tutkimuksen tulosten mukaan Saksassa kahden kuolleen lepakon raja-arvon / turbiini / vuosi saavuttamiseksi ajoittain tuulivoimalan sulkeva algoritmi aiheuttaisi noin 1,4 % vuosittaisen tuoton vähenemisen (Behr ym. 2017). Tutkimusten pienet vähenemiset sähkön tuotannon määrässä johtuivat turbiinien sammuttamisesta niin alhaisilla tuulen nopeuksilla, etteivät voimalat olisi tuottaneet kovin merkittävää määrää sähköä, vaikka ne olisi pidetty toiminnassa. Tämän takia entistä heikommilla tuulennopeuksilla taloudellisesti kannattavasti sähköä tuottavat uudet turbiinimallit voivat olla ongelmallisia lepakoiden kannalta, koska tuulivoimaloiden sammuttaminen heikoilla tuulen nopeuksilla lepakokuolemien vähentämiseksi pienentää tuotettua sähkömäärää enemmän kuin vanhemmilla turbiinimalleilla (Voigt ym. 2015). Rakennettaessa tuulivoimaloita sellaisille alueille, joissa lepakotörmäykset ovat mahdollisia, tulisi ajoittaisen turbiinien pysäyttämisen taloudelliset kustannukset laskea mukaan tuulivoimaloiden kokonaiskustannuksiin.

Pohjoismaissa kesäyöt ja sitä kautta lepakoiden päivittäinen aktiivisuus aika ovat erityisen lyhyitä, minkä lisäksi lämpimiä olosuhteita on varsin harvoin, joten jos tuulivoimaloita pysäytettäisiin lepakotörmäysten vähentämiseksi, tarvitsisi pysäytyksiä luultavasti tehdä harvemmin kuin eteläisemmällä alueella ja sitä kautta taloudellinen kustannus olisi pienempi (Rydell ym. 2017). Lepakoiden aktiivisuuden lämpötila- ja tuuli-riippuvaisuudessa on kuitenkin suurta lajien ja alueiden välistä vaihtelua, joten pysäyttämiseksi sopivimmat tuulen nopeuden ja lämpötilan raja-arvot pitää aina määritellä paikallisten olojen ja lajiston mukaan (Rodrigues ym. 2014). Vaikka lepakotörmäysten ehkäisemistä tuulivoimaloiden ajoittaisella pysäyttämisellä on tutkittu paljon, ei silti tiedetä, riittääkö pysäytyksillä saavutettu kuolleisuuden vähentyminen populaatiokokojen ylläpitämiseksi, vai hidastaako se vain populaatioiden väistämätöntä alamäkeä (Arnett & Baerwald 2013). Niinpä tiedon puutteen takia pitäisi noudattaa varovaisuusperiaatetta ja yrittää vähentää kuolemia kaikilla niillä alueilla, joissa merkittäviä määriä lepakoita törmää voimaloihin. Lisäksi tarvitaan pitkäaikaisseurantoja, joilla selvitetään lepakopopulaatioiden muutoksia tuulivoima-alueilla ja niiden läheisyydessä (Rydell ym. 2012; Ijäs & Hoikkala 2015).

Jotkut muut yritykset vähentää törmäyksiä, kuten ultraäänikarkottimet eivät ole toimineet ollenkaan tai ainakaan kovin tehokkaasti (Horn ym. 2008a; Arnett ym. 2013). Toisaalta tutkajärjestelmien toimimisesta lepakkokarkottimina on saatu todisteita (Nicholls & Racey 2007, 2009), joten tuulivoimaloihin asennetuilla tutkilla lepakkojen törmäyksiä saattaisi pystyä tulevaisuudessa vähentämään. Tuulivoimaloiden värityksenä lähes yksinomaan käytettyjen valkoisen ja vaalean harmaan on havaittu houkuttelevan enemmän hyönteisiä kuin joidenkin toisten värien (Long, Flint & Lepper 2011), joten tuulivoimaloiden väritystä muuttamalla tuulivoimaloiden luota hyönteisiä saalistavien lepakoiden törmäyksiä saatettaisiin saada ehkäistyä. Tutkien tai vaihtoehtoisten väritysten laajemmasta käytöstä ja vaikutuksista ei kuitenkaan ole toistaiseksi tehty tutkimuksia (Rydell ym. 2012).

3.2 Estevaikutus, häirintävaikutus, elinympäristömuutokset

Tuulivoimaloiden rakentaminen muuttaa elinympäristöjä hyvin paikallisesti. Metsäympäristöihin rakentamisen seurauksena syntyvät aukeat voivat toimia sopivina saalistusalueina lepakoille ja sitä kautta lisätä alueella liikkuvien lepakoiden määriä (Rodrigues ym. 2014), mutta toisaalta saalistaminen turbiinin pyörivien lapojen lähellä lisää törmäysriskiä ja sitä kautta mahdollisesti yksilöiden kuolleisuutta. Tuulivoimaloiden häirintävaikutuksesta lepakoihin ei ole juuri tutkimustuloksia, mutta koska lepakot liikkuvat ja saalistavat yleisesti toiminnassa olevien tuulivoimaloiden lähellä, on häirintävaikutuksen arvioitu yleensä olevan vähäinen tai olematon (Rodrigues ym. 2014). Etelänlepakoiden *Eptesicus serotinus* ja on kuitenkin havaittu vähentäneen lentelyään rakentamista edeltäneisiin aikoihin verrattuna niillä alueilla, jonne tuulivoimaloita on rakennettu (Bach & Rahmel 2004), joten ajoittain häirintävaikutusta ilmeisesti tapahtuu, vaikka kyseisessä tutkimuksessa liikkumisen vähentymisen perimmäiset syyt jäivätkin epävarmoiksi. Liikenteen ja valaistuksen tiedetään vaikuttavan lepakoiden käyttäytymiseen (Stone, Jones & Harris 2009; Berthinussen & Altringham 2012), joten tuulivoimaloiden ja niihin johtavien teiden valaistuksella ja huoltoliikenteellä voi periaattessa olla vaikutusta lepakoihin (Rydell ym. 2012).

Tuulivoimaloiden mahdollista estevaikutusta lepakoiden liikkumiselle ei ole juuri tutkittu, joskin yhdessä tutkimuksessa suurimman osan tietyille alueelle rakennetuista voimaloista havaittiin olevan lepakoiden suosimilla liikkumisreiteillä ja siten mahdollisesti vaikeuttavan liikkumista alueilta toisille (Roscioni ym. 2014). Lepakot saattavat joutua tuulivoimalan takia lentämään pitempiä matkoja ruokaillessaan, mikäli ne aktiivisesti väistävät tuulivoimalaa kohtalaisen etäisyyden päästä. Koska lepakoiden ei ole niinkään havaittu väistävän tuulivoimaloita, vaan päinvastoin hakeutuvan tuulivoimaloille, estevaikutus on oletettavasti yleensä vähäinen törmäysvaikutukseen verrattuna.

Tuulivoiman vaikutukset muihin kuin törmäyksille alttiisiin lajeihin, Suomessa esimerkiksi siippoihin (*Myotis* spp.) ja korvayökköön, aiheutuvat luultavasti pääasiassa elinympäristöjen muuttumisen kautta. Tuulivoimaloiden rakentamisen luontoa muokkaava vaikutus on varsin pienialainen suhteessa moniin muihin ihmisvaikutuksiin, mutta silti tuulivoimaloiden sijoittamista suunnitellessa tulee varmistaa, ettei lepakoiden levähdys- tai talvehtimipaikkoja tuhoutu rakennustöissä (Rodrigues ym. 2014).

3.3 Tuulivoimaloiden vaikutukset lepakkopopulaatioihin

Runsasta törmäyshavainnoista huolimatta (mm. Erickson ym. 2014; Arnett ym. 2016) tuulivoimaloiden vaikutuksista lepakkopopulaatioihin tiedetään hyvin vähän (Rodrigues ym. 2014). Tuulivoimaloiden aiheuttama törmäyskuolleisuus voi uhata lepakkopopulaatioita, koska lepakot ovat pitkäikäisiä (ennätys yli 40 vuotta), eli niiden luontainen kuolleisuus on vähäistä, ja ne ovat hitaita lisääntymään (yleensä vain 1–2 poikasta vuodessa). Nämä elämänsäkaariominaisuudet vähentävät lepakkopopulaatioiden kykyä kompensoida tuulivoimaloista aiheutuvaa lisäkuolleisuutta, joten jo kohtalaisen pieni lisäys kuolleisuudessa voi johtaa populaation pienenemiseen (O’Shea, Ellison & Stanley 2011). Niinpä tuulivoimaloiden törmäyskuolleisuuden seurauksena populaatiokoot voivat pienentyä ja lajit voivat jopa olla vaarassa hävitä sellaisilta alueilta, joissa on paljon tuulivoimaloita (Kunz ym. 2007). Lisäksi muuttavien lajien yksilöt voivat törmätä tuulivoimaloihin myös muuttomatoillaan, jolloin muuttoreittien varrelle sijoitettujen tuulivoimaloiden vaikutukset voivat ylittää huomattavasti lähialueitaan kauemmas (Voigt ym. 2012).

Lepakoiden perusekologia tunnetaan yleensä huonosti, eli tietoa puuttuu sekä demografisten parametrien arvoista (syntyvyys, kuolleisuus) että edes karkeita arvioita populaatiokoosta (O’Shea, Ellison & Stanley 2004; Lentini ym. 2015). Joitain poikkeuksiakin kuitenkin on, ja esimerkiksi vaivaislepakon *Pipistrellus pipistrellus* selviytyvyyden on havaittu olevan negatiivisesti tiheydestä riippuvaa (López-Roig & Serra-Cobo 2014), eli tällä lajilla tuulivoimaloiden aiheuttama lisäkuolleisuus voisi osittain kompensoida populaation pienentyessä parantuvan selviytyvyyden kautta. Lisätutkimuksia kuitenkin tarvitaan negatiivisen tiheydestä riippuvuuden yleisyyden ja voimakkuuden selvittämiseksi. Maailman lepakkolajeista suurimman osan populaatiokokoja ei tunneta, mutta joidenkin lajien populaatiokokojen epäillään tai tiedetään pienentyneen (Hutson, Mickleburgh & Racey 2001; Ingersoll, Sewall & Amelon 2013). Toisaalta toisten lajien kannat vaikuttavat olevan enimmäkseen noususuunnassa, kuten tiettyjen eurooppalaisten lajien (Van der Meij ym. 2015), mutta kyseiset lajit kuuluvat niihin, jotka eivät juurikaan törmäile tuulivoimaloihin. Tietojen vähyyden takia vain muutama tutkimus on edes yrittänyt arvioida tuulivoimakkuuden vaikutuksia lepakoiden

populaatiokokoihin (Rydell ym. 2012; Erickson ym. 2016; Barclay, Baerwald & Rydell 2017; Frick ym. 2017).

Kanadassa tehdyssä tutkimuksessa lepakkotörmäysten määrien havaittiin vähentyneen selvästi vuosien kuluessa tuulivoimaloiden rakentamisesta, mikä saattoi johtua populaatioiden pienentymisestä törmäyskuolleisuuden seurauksena, mutta muita mahdollisia syitä vähenemiselle ei pystytty sulkemaan pois (Barclay ym. 2017). Koska muita vuosien mittaisia havaintosarjoja lepakkopopulaatioiden muutoksista tuulivoimala-alueilla ei juuri ole, populaatiokokojen muutosten arvioimiseksi ja ennustamiseksi on turvauduttu lähinnä törmäysten määriin perustuviin mallinnuksiin. Demografisten tietojen puuttuminen vaikeuttaa kuitenkin huomattavasti myös tuulivoimaloiden aiheuttaman lisäkuolleisuuden vaikutuksen mallintamista (Diffendorfer ym. 2015). Niinpä tässä esiteltävät mallinnukset ovat perustuneet paitsi havaintoihin joko tutkittavasta lajista tai ekologiaaltaan mahdollisimman samanlaisista lajeista, niin osittain myös asiantuntija-arvioihin, joten mallinnusten tuottamiin ennusteisiin sisältyy suuria epävarmuuksia.

Yhden tutkimuksen mukaan yleisesti tuulivoimaloihin törmäävän pohjoisamerikkalaisen karvalepakon *Lasiurus cinereus* populaatiokoot saattavat pienentyä voimakkaasti seuraavan 50 vuoden aikana tuulivoimalatörmäysten seurauksena (Frick ym. 2017). Toisen tutkimuksen mukaan pohjoisamerikkalaisia lepakoita tappavan, Euroopasta peräisin olevan sienitaudin (”white-nose syndrome”) ja tuulivoimaloiden aiheuttaman kuolleisuuden yhteisvaikutus voi mallinnuksen perusteella aiheuttaa paikallisia häviämisiä pohjoisamerikkalaisen luolasiipan *Myotis sodalis* osapopulaatioille Yhdysvalloissa (Erickson ym. 2016). Kyseisen tutkimuksen mukaan tuulivoimaloilla saattaa olla vaikutusta lajin metapopulaatiodynamiikkaan (eli yksilöiden liikkumiseen eri osapopulaatioiden välillä ja osapopulaatioiden kannanvaihteluihin), koska oletettavasti tuulivoimalat tappavat erityisesti paljon liikkuvia yksilöitä. Siten osapopulaatioiden todennäköisyys hävitä voi kasvaa, jos tuulivoimalat vähentävät yksilöiden siirtymistä eri osapopulaatioiden välillä (Erickson ym. 2016). Havaintoihin perustuvia todisteita tuulivoimaloiden vaikutuksista liikkumiseen tai muuten metapopulaatiodynamiikkaan ei toistaiseksi kuitenkaan ole.

Ruotsissa arvioitiin mallinnuksen avulla tuulivoimaloiden laajamittaisella, kansallisten tavoitteiden mukaisella lisärakentamisella voivan olla haitallisia vaikutuksia maan lepakkopopulaatioihin (Rydell ym. 2012). Mallinnustutkimukseen sisältyi kuitenkin niin paljon tietojen puutteesta johtuvia epävarmuuksia, että tutkijat pidättäytyivät varsinaisten populaatioennusteiden tekemisestä. Edes karkeiden arvioiden tekeminen Ruotsin lepakkokantojen suuruksista oli tietojen vähyyden takia mahdotonta. Yhteenvetona tutkimuksessa arvioitiin, että tuulivoimaloiden aiheuttama kuolleisuus lepakoille on lisärakentamisen jälkeenkin Ruotsissa luultavasti melko pieni verrattuna monien muiden ihmistoimien vaikutuksiin (Rydell ym. 2012). Toisaalta samojen tutkijoiden juuri

ilmestyneen päivitetyn katsauksen mukaan tuulivoiman vaikutukset pohjanlepakoihin ja muihin törmäysalttiisiin lajeihin ovat luultavasti aikaisempaa arviota suuremmat, mutta luotettavien seurantatutkimuksien puutteen populaatiovaikutuksia on edelleen mahdoton arvioida luotettavasti (Rydell ym. 2017). Niinpä luotettaville, yhteiseurooppalaisesti sovitulla seurantamenetelmällä (Rodrigues ym. 2014) tehdyille törmäysten määriä arvioiville ja populaatiokokojen muutoksia seuraaville tutkimuksille on pohjoisilla alueilla (ja laajemminkin) suuri tarve, jos törmäyksille alttiiden lepakkolajien populaatiokokojen säilyminen elinvoimaisina halutaan varmistaa tuulivoimarakentamisen nopeasti lisääntyessä (Rydell ym. 2017).

4 Lintujen ja lepakoiden vertailua

Tuulivoimaloiden vaikutuksissa lintuihin ja lepakoihin on sekä eroja että yhtäläisyyksiä. Lajiryhmien välisten eroavaisuuksien takia linnut ja lepakot on tärkeää aina käsitellä erikseen tuulivoimalahankkeiden suunnittelussa. Tuulivoiman epäsuorilla, muusta kuin törmäyksistä turbiineihin johtuvilla vaikutuksilla on arvioitu olevan vain vähäisiä vaikutuksia lepakoilla (Rodrigues ym. 2014), kun taas useimmille linturyhmille (mahdollisesti poislukien suuret petolinnut) epäsuorat vaikutukset saattavat olla törmäyksiä merkittävämpiä (Rydell ym. 2012). Vallitsevilla sääoloilla ei yleensä ole kovin suurta vaikutusta lintujen alttiuteen törmätä tuulivoimaloihin, mutta lepakoilla vaikutus on selvä (Rydell ym. 2012). Myös vuodenaikaisvaihtelu törmäyksissä on lepakoilla selvempää. Kaiken kaikkiaan lepakoiden törmäysten ajoittuminen on helpommin ennustettavissa kuin lintujen, ja siten niitä on helpompi ehkäistä pysäyttämällä tuulivoimalan roottoreiden pyörintä korkeimman törmäysriskin ajaksi.

Lintujen käyttäytymisestä, populaatiokoista ja ekologiasta tiedetään yleisesti paljon enemmän kuin lepakoiden, joten ennen rakentamista tuulivoimaloiden vaikutuksia lintuihin on yleensä helpompi arvioida kuin vaikutuksia lepakoihin. Silti molemmilla lajiryhmillä huolellinen sijoittamispaikan valinta on kuitenkin toimivin tapa ehkäistä törmäyksiä. Tuulivoiman aiheuttamien haitallisten vaikutusten vähentämiseksi tärkeintä on tunnistaa sellaiset alueet, joille rakentaminen aiheuttaisi suurimmat haittavaikutukset kyseisille lajiryhmille ja välttää tuulivoiman rakentamista näille alueille (Rydell ym. 2012; Rodrigues ym. 2014).

Lajiryhmien välinen ero hengityselimistöstä saattaa osaltaan vaikuttaa tuulivoimaloiden aiheuttamien kuolemien määrään. Lintujen ilmapussijärjestelmässä ilma virtaa hengityselimien lävitse eikä edestakaisin lepakoiden nisäkäskeuhkojen tapaan, mikä ilmeisesti suojaa lintujen keuhkoja ilmanpaineen nopean vaihtelun aiheuttamilta repeymiltä, eli niin sanotulta barotraumalta, jolla saattaa olla enemmän tai vähemmän suuri merkitys lepakoiden tuulivoimakuolleisuudessa (Baerwald ym. 2008; Rollins ym. 2012).

5 Yhteenveto ja johtopäätökset

5.1 Vertailua muihin energiantuotantotapoihin

Tuulivoimaloiden aiheuttamat lintu- ja lepakkokuolemat ovat saaneet paljon julkisuutta, mutta tutkimusten mukaan suurin osa tuulivoimaloista ei tapa merkittävää määrää lintuja tai lepakoita, ja populaatiovaikutukset ovat luultavasti enimmäkseen pieniä verrattuna muun ihmistoiminnan vaikutuksiin (Calvert ym. 2013; DeVault 2015). Varsinkin lepakoiden mutta myös monien lintulajien kohdalla vaikutusten luotettava arviointi on kuitenkin vaikeaa tiedon vähyden takia. Tutkimustulosten perusteella vaikuttaa kuitenkin siltä, että tuulivoiman haitalliset vaikutukset linnuille ja lepakoille ovat pienempiä kuin fossiilisten polttoaineiden, puun tai turpeen polton aiheuttaman ilmastomuutoksen ja elinympäristöjen laadun heikkenemisen vaikutukset, jotka on yleisesti tunnistettu lukeutuvan suurimpien lajien uhanalaistumisen ja sukupuuttouhan aiheuttajiksi (mm. Thomas ym. 2004; Jetz ym. 2007). Tuulivoiman vaikutus yksilöihin on välitön ja dramaattinen pyörivän lavan iskiessä yksilön kuolleeksi, kun taas elinympäristöjen tuhoutumisen tai ilmaston lämpenemisen vaikutukset tapahtuvat vähemmän näkyvästi ja hitaammin, mutta seuraukset ovat populaatioiden kannalta yleensä paljon suurempia. Toisin sanoen tuulivoimaloiden aiheuttamien törmäyskuolemien ja häiritsevävaikutuksen on havaittu tai epäilty olevan uhka tietyille lajeille tietyissä paikoissa (Vehanen ym. 2010; Everaert 2014; Sanz-Aguilar ym. 2015; Hunt ym. 2017), mutta sekä ilmastomuutoksen että elinympäristöjen tuhoutumisen (esimerkiksi metsätalouden takia) on jo havaittu vähentäneen populaatiokokoja paljon suuremmalla lajijoukolla ja laajemmilla alueilla (Schmiegelow & Mönkkönen 2002; Walther ym. 2002). Niinpä tuulivoimaloiden luontovaikutuksia arvioitaessa pitäisi ottaa huomioon myös vaikutukset silloin, jos tuulivoimalat jätetään rakentamatta ja vastaava määrä sähköä tuotetaan muilla keinoilla.

5.2 Ilmastonmuutoksen mahdollisia vaikutuksia

Ilmaston lämpenemisen seurauksena linnusto ja varsinkin lepakkolajisto tulee muuttamaan Suomessa, millä voi olla osin ennustettavia vaikutuksia, kuten lepakkolajiston runsastuminen (Rebelo, Tarroso & Jones 2010), mutta osin myös vaikeasti ennustettavia vaikutuksia tuulivoiman ja eläinlajiston yhteiselämälle tulevaisuudessa. Lepakoyhteisöissä tulee luultavasti tapahtumaan muutosta kohti runsaampaa lajistoa, kun enemmän törmäyksille alttiita lajeja leviää Suomeen. Lisäksi nykyään etelärannikolle keskittyneiden lajien populaatiot luultavasti runsastuva ja lajit leviävät pohjoisemmaksi lämpenemisen myötä. Lintuyhteisöissä ei luultavasti tule tapahtumaan samanlaista yksilömäärien kasvua, mutta lajisto tulee ennusteiden mukaan muuttamaan enemmän saman tyyppiseksi kuin Suomen eteläpuolisilla alueilla (Huntley ym. 2007), eli eteläiset lajit runsastuvat ja pohjoiset vähenevät, kuten on havaittu jo tapahtuneen viime vuosikymmeninä (Brommer, Lehikoinen & Valkama 2012). Luultavasti tuulivoiman rakentamiselle parhaiten sopivat alueet voivat hiukan muuttua ilmaston muuttuessa, mutta koska suuri osa maisemapiirteistä säilyy käytännössä samana tai ainakin lähes samassa paikassa (rannikot, pinnanmuodot, asutuskeskukset, pellot), tulevat nyt linnuille ja lepakoille vähiten haitalliset alueet pääsääntöisesti pysymään samoina myös tulevaisuudessa.

5.3 Tuulivoima, linnut ja lepakot Suomessa

Ruotsalaisten tekemässä, tätä raporttia vastaavassa vuoden 2012 yhteenvedossa tuulivoimaloiden linnusto- ja lepakkovaikutuksista tultiin siihen johtopäätökseen, että Ruotsiin suunniteltu vastaavan mittakaavan tuulivoiman lisärakentaminen kuin mitä Suomeen on suunniteltu (30 TWh vuoteen 2020 mennessä) on yhteensopiva lintu- ja lepakkopopulaatioiden hyvinvoinnin kanssa, eli tuulivoiman lisärakentamisen ei arvioidu uhkaavan yhdenkään lajin populaatioiden elinvoimaisena pysymistä (Rydell ym. 2012). Suomessa tehdyt muutamat seurannat ja uudet kansainväliset tutkimustulokset tukevat samaa johtopäätöstä, joskin Suomessa tai laajemmin pohjoisilla metsäalueilla tehtyjen tutkimuksen vähäinen määrä vaikeuttaa luotettavan arvion tekemistä (Ijäs & Hoikkala 2015; Rydell ym. 2017). Linnuston ja lepakoiden kannalta tuulivoimalle parhaiten soveltuviin alueisiin Suomessa lukeutuvat erilaiset ihmistoiminnan valmiiksi muokkaamat alueet, kuten talousmetsät, ojitetut suot sekä erilaiset rakennetut ympäristöt kuten teollisuusalueet. Tuulivoimaloiden haittojen välttäminen edellyttää voimala-alueiden huolellista sijoittamista parhaan mahdollisen tiedon mukaan, koska törmäyskuolemat ja häirintävaikutukset voidaan parhaiten minimoida järkevällä, linnut ja lepakot huomioon ottavalla suunnittelulla (Rodrigues ym. 2014).

Uusimpien tutkimustulosten mukaan tuulivoimalat muodostavat uhkan erityisesti tietyille lepakkolajeille (Rydell ym. 2017), joten erityisesti lepakoihin keskittyviä tutkimuksia ja seurantoja tarvittaisiin lisää. Tuulivoiman pitkän aikavälin populaatiovaikutukset tunnetaan sekä lintujen että lepakoiden osalta vielä puutteellisesti, joten laadukkaille ja vuosia rakentamisen jälkeen jatkuville tuulivoimaloiden pitkäaikaisvaikutuksia selvittäville populaatioseurannoille on vielä paljon tarvetta (Rydell ym. 2012; Ijäs & Hoikkala 2015; Green ym. 2016). Ulkomaisten, enimmäkseen eteläisemmillä alueilla tehtyjen tutkimusten tuloksia ei voida suoraan yleistää Suomen oloihin lajiston ja muiden luonnonolojen eroavaisuuksien takia. Kotimaisia tutkimuksia ja seurantoja on tehty vain vähän, joten tuulivoiman lintu- ja lepakkovaikutuksiin Suomessa liittyy vielä epävarmuuksia. Tuulivoimarakentamisen lisääntyessä kiihtyvällä tahdilla tulisikin kansallisesti varmistaa riittävä rahoitus tuulivoimaloiden pitkän aikavälin linnusto- ja lepakkovai-
kutusten selvittämiseksi. Jos uusissa seurannoissa tai tutkimuksissa selviää tuulivoimaloiden aiheuttavan merkittäviä negatiivisia populaatiovaikutuksia, pitää uusien tuulivoimaloiden rakentamista ja jo rakennettujen voimaloiden käyttöä ohjata saatujen tulosten mukaisesti.

6 Kiitokset

Suuret kiitokset Jari Valkamalle ja Eeva-Maria Kyheröiselle erittäin hyödyllisistä ja tekstiä selvästi parantaneista kommentteista ja korjausehdotuksista.

7 Kirjallisuus

Ahlen, I. (2004) Wind turbines and bats — a pilot study. *A Report for the Swedish National Energy Association*, 1–5.

Ahlén, I., Baagøe, H.J. & Bach, L. (2009) Behavior of Scandinavian Bats during Migration and Foraging at Sea. *Journal of Mammalogy*, **90**, 1318–1323.

Alerstam, T. (1990) *Bird Migration*. Cambridge University Press, Cambridge.

Aminoff, S. (2014) *VINDKRAFTENS INVERKAN PÅ FLADDERMÖSS I FINLAND – En Pilotstudie Om Undersökningsmetoderna I Finländska Förhållanden*. Helsingin yliopisto.

Arnett, E.B. & Baerwald, E.F. (2013) Impacts of Wind Energy Development on Bats: Implications for Conservation. *Bat Evolution, Ecology, and Conservation*, pp. 435–456. Springer, New York.

Arnett, E.B., Baerwald, E.F., Mathews, F., Rodrigues, L., Rodríguez-Durán, A., Rydell, J., Villegas-Patracá, R. & Voigt, C.C. (2016) Impacts of Wind Energy Development on Bats: A Global Perspective. *Bats in the Anthropocene: Conservation of Bats in a Changing World* (eds C.C. Voigt & T. Kingston), pp. 295–323. Springer, New York.

Arnett, E.B., Brown, W.K., Erickson, W.P., Fiedler, J.K., Hamilton, B.L., Henry, T.H., Jain, A., Johnson, G.D., Kerns, J., Koford, R.R., Nicholson, C.P., O'Connell, T.J., Piorkowski, M.D. & Tankersley, R.D. (2007) Patterns of Bat Fatalities at Wind Energy Facilities in North America. *Journal of Wildlife Management*, **72**, 61–78.

Arnett, E.B., Erickson, W.P., Kerns, J. & Horn, J. (2005) *Bat and Bird Fatality at Wind Energy Facilities in Pennsylvania and West Virginia*.

Arnett, E.B., Hein, C.D., Schirmacher, M.R., Huso, M.M.P. & Szewczak, J.M. (2013) Evaluating the Effectiveness of an Ultrasonic Acoustic Deterrent for Reducing Bat Fatalities at Wind Turbines. *PLoS ONE*, **8**, e65794.

- Arnett, E.B., Schirmacher, M., Huso, M.M.P. & Hayes, J.P. (2009) *Effectiveness of Changing Wind Turbine Cut-in Speed to Reduce Bat Fatalities at Wind Facilities: 2008 Annual Report*.
- Arnold, T.W. & Zink, R.M. (2011) Collision mortality has no discernible effect on population trends of North American birds. *PLoS ONE*, **6**, e24708.
- Astiaso Garcia, D., Canavero, G., Ardenghi, F. & Zambon, M. (2015) Analysis of wind farm effects on the surrounding environment: Assessing population trends of breeding passerines. *Renewable Energy*, **80**, 190–196.
- Bach, L. & Rahmel, U. (2004) Summary of wind turbine impacts on bats - Assessment of a conflict. *Bremer Beiträge für Naturkunde und Naturschutz*, **7**, 245–252.
- Baerwald, E.F., D'Amours, G.H., Klug, B.J. & Barclay, R.M.R. (2008) Barotrauma is a significant cause of bat fatalities at wind turbines. *Current Biology*, **18**, 695–696.
- Baerwald, E.F., Edworthy, J., Holder, M. & Barclay, R.M.R. (2009) A large-scale mitigation experiment to reduce bat fatalities at wind energy facilities. *Journal of Wildlife Management*, **73**, 1077–1081.
- Baisner, A.J., Andersen, J.L., Findsen, A., Yde Granath, S.W., Madsen, K. & Desholm, M. (2010) Minimizing collision risk between migrating raptors and marine wind farms: Development of a spatial planning tool. *Environmental Management*, **46**, 801–808.
- Barclay, R.M.R., Baerwald, E.F. & Gruver, J.C. (2007) Variation in bat and bird fatalities at wind energy facilities: assessing the effects of rotor size and tower height. *Canadian Journal of Zoology*, **85**, 381–387.
- Barclay, R.M.R., Baerwald, E.F. & Rydell, J. (2017) Bats. *Wildlife and Wind Farms - Conflicts and Solutions, Volume 1* (ed M.R. Perrow), p. 298. Pelagic Publishing.
- Barrios, L. & Rodríguez, A. (2004) Behavioural and environmental correlates of soaring-bird mortality at on-shore wind turbines. *Journal of Applied Ecology*, **41**, 72–81.
- Bastos, R., Pinhancos, A., Santos, M., Fernandes, R.F., Vicente, J.R., Morinha, F., Honrado, J.P., Travassos, P., Barros, P., Cabral, J.A. & Cadotte, M. (2016) Evaluating the regional cumulative impact of wind farms on birds: how can spatially explicit

dynamic modelling improve impact assessments and monitoring? *Journal of Applied Ecology*, **53**, 1330–1340.

Battisti, C., Fortunati, L., Ferri, V., Dallari, D. & Lucatello, G. (2016) Lack of evidence for short-term structural changes in bird assemblages breeding in Mediterranean mosaics moderately perforated by a wind farm. *Global Ecology and Conservation*, **6**, 299–307.

Behr, O., Brinkmann, R., Hochradel, K., Mages, J., Korner-Nievergelt, F., Niermann, I., Reich, M., Simon, R., Weber, N. & Nagy, M. (2017) Mitigating Bat Mortality with Turbine-Specific Curtailment Algorithms: A Model Based Approach. *Wind Energy and Wildlife Interactions: Presentations from the CWW2015 Conference*, pp. 136–160.

Bellebaum, J., Korner-Nievergelt, F., Durr, T. & Mammen, U. (2013) Wind turbine fatalities approach a level of concern in a raptor population. *Journal for Nature Conservation*, **21**, 394–400.

Bennett, V.J. & Hale, A.M. (2014) Red aviation lights on wind turbines do not increase bat-turbine collisions. *Animal Conservation*, **17**, 354–358.

Berthinussen, A. & Altringham, J. (2012) The effect of a major road on bat activity and diversity. *Journal of Applied Ecology*, **49**, 82–89.

Bevanger, K. (1998) Biological and conservation aspects of bird mortality caused by electricity power lines: A review. *Biological Conservation*, **86**, 67–76.

Bevanger, K., Berntsen, F., Clausen, S., Dahl, E.L., Flagstad, Ø., Follestad, A., Halley, D., Hanssen, F., Johnsen, L., Kvaløy, P., Lund-Hoel, P., May, R., Nygård, T., Pedersen, H.C., Reitan, O., Røskaft, E., Steinheim, Y., Stokke, B. & Vang, R. (2010) *Pre- and Post-Construction Studies of Conflicts between Birds and Wind Turbines in Coastal Norway (BirdWind)*.

Brennkmeijer, A. & Klop, E. (2017) Bird Mortality in Two Dutch Wind Farms: Effects of Location, Spatial Design and Interactions with Powerlines. *Wind Energy and Wildlife Interactions: Presentations from the CWW2015 Conference*, pp. 99–116.

Brommer, J.E., Lehikoinen, A. & Valkama, J. (2012) The Breeding Ranges of Central European and Arctic Bird Species Move Poleward. *PLoS ONE*, **7**, e43648.

- Calvert, A.M., Bishop, C. a, Elliot, R.D., Krebs, E. a, Kydd, T.M., Machtans, C.S. & Robertson, G.J. (2013) A Synthesis of Human-related Avian Mortality in Canada. *Avian Conservation and Ecology*, **8**, 11.
- Camina, Á. (2012) Bat fatalities at wind farms in northern Spain — lessons to be learned. *Acta Chiropterologica*, **14**, 205–212.
- Carrete, M., Sánchez-Zapata, J.A., Benítez, J.R., Lobón, M. & Donazar, J.A. (2009) Large scale risk-assessment of wind-farms on population viability of a globally endangered long-lived raptor. *Biological Conservation*, **142**, 2954–2961.
- Child, M. & Breyer, C. (2016) The Role of Energy Storage Solutions in a 100% Renewable Finnish Energy System. *Energy Procedia*, **99**, 25–34.
- Cryan, P.M. (2008) Mating Behavior as a Possible Cause of Bat Fatalities at Wind Turbines. *Journal of Wildlife Management*, **72**, 845–849.
- Cryan, P.M. & Barclay, R.M.R. (2009) Causes of bat fatalities at wind turbines: Hypothesis and predictions. *Journal of Mammalogy*, **90**, 1330–1340.
- Cryan, P.M., Gorresen, P.M., Hein, C.D., Schirmacher, M.R., Diehl, R.H., Huso, M.M., Hayman, D.T.S., Fricker, P.D., Bonaccorso, F.J., Johnson, D.H., Heist, K. & Dalton, D.C. (2014) Behavior of bats at wind turbines. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, **111**, 15126–15131.
- Dahl, E.L., Bevanger, K., Nygård, T., Røskaft, E. & Stokke, B.G. (2012) Reduced breeding success in white-tailed eagles at Smøla windfarm, western Norway, is caused by mortality and displacement. *Biological Conservation*, **145**, 79–85.
- Desholm, M. (2009) Avian sensitivity to mortality: Prioritising migratory bird species for assessment at proposed wind farms. *Journal of Environmental Management*, **90**, 2672–2679.
- Desholm, M. & Kahlert, J. (2005) Avian collision risk at an offshore wind farm. *Biology Letters*, **1**, 296–8.
- DeVault, T.L. (2015) Soap box: Reprioritizing avian conservation efforts. *Human-Wildlife Interactions*, **9**, 148–149.

- Devereux, C.L., Denny, M.J.H. & Whittingham, M.J. (2008) Minimal effects of wind turbines on the distribution of wintering farmland birds. *Journal of Applied Ecology*, **45**, 1689–1694.
- Dierschke, V., Furness, R.W. & Garthe, S. (2016) Seabirds and offshore wind farms in European waters: Avoidance and attraction. *Biological Conservation*, **202**, 59–68.
- Diffendorfer, J.E., Beston, J.A., Merrill, M.D., Stanton, J.C., Corum, M.D., Loss, S.R., Thogmartin, W.E., Johnson, D.H., Erickson, R.A. & Heist, K.W. (2015) Preliminary Methodology to Assess the National and Regional Impact of U.S. Wind Energy Development on Birds and Bats. *U.S. Geological Survey Scientific Investigations Report 2015-5066*, 40p.
- Drewitt, A.L. & Langston, R.H.W. (2006) Assessing the impacts of wind farms on birds. *Ibis*, **148**, 29–42.
- Drewitt, A.L. & Langston, R.H.W. (2008) Collision effects of wind-power generators and other obstacles on birds. *Annals of the New York Academy of Sciences*, **1134**, 233–266.
- Dulac, P. (2008) *Evaluation de L'impact Du Parc Éolien de Bouin (Vendée) Sur L'avifaune et Les Chauves-Souris*.
- Erickson, W.P., Johnson, G.D., Strickland, M.D., Young, D.P., Sernka, K.J. & Good, R.E. (2001) *Avian Collisions with Wind Turbines : A Summary of Existing Studies and Comparisons to Other Sources of Avian Collision Mortality in the United States*.
- Erickson, R.A., Thogmartin, W.E., Diffendorfer, J.E., Robin, E. & Szymanski, J.A. (2016) Synergistic effects of wind energy generation and white-nose syndrome on the viability of the Indiana bat. *PeerJ*, **4**, e2830.
- Erickson, W.P., Wolfe, M.M., Bay, K.J., Johnson, D.H. & Gehring, J.L. (2014) A comprehensive analysis of small-passerine fatalities from collision with turbines at wind energy facilities. *PLoS ONE*, **9**, e107491.
- Everaert, J. (2014) Collision risk and micro-avoidance rates of birds with wind turbines in Flanders. *Bird Study*, **61**, 220–230.
- Everaert, J. & Stienen, E.W.M. (2007) Impact of wind turbines on birds in Zeebrugge (Belgium). *Biodiversity and Conservation in Europe*, **7**, 3345–3359.

- Farfán, M.A., Duarte, J., Real, R., Muñoz, A.R., Fa, J.E. & Vargas, J.M. (2017) Differential recovery of habitat use by birds after wind farm installation: A multi-year comparison. *Environmental Impact Assessment Review*, **64**, 8–15.
- Farfán, M.A., Vargas, J.M., Duarte, J. & Real, R. (2009) What is the impact of wind farms on birds? A case study in southern Spain. *Biodiversity and Conservation*, **18**, 3743–3758.
- FCG Finnish Consulting Group. (2012) *Kalajoki-Raahe Tuulivoimapuistot - Muuttolinnustoon Kohdistuva Yhteisvaikutusten Arviointi*.
- FCG Suunnittelu ja tekniikka Oy. (2017a) *Kalajoki-Pyhäjoki Tuulivoimapuistot, Linnustovaikutusten Seuranta 2016*.
- FCG Suunnittelu ja tekniikka Oy. (2017b) *Simo – Ii Tuulivoimapuistot, Linnustovaikutusten Seuranta 2016*.
- Ferrer, M., De Lucas, M., Janss, G.F.E., Casado, E., Muñoz, A.R., Bechard, M.J. & Calabuig, C.P. (2012) Weak relationship between risk assessment studies and recorded mortality in wind farms. *Journal of Applied Ecology*, **49**, 38–46.
- Fiedler, J.K., Henry, T.H., Tankersley, R.D. & Nicholson, C.P. (2007) *Results of Bat and Bird Mortality Monitoring at the Expanded Buffalo Mountain Windfarm, 2005*.
- Fijn, R.C., Krijgsveld, K.L., Tijssen, W., Prinsen, H.A.M. & Dirksen, S. (2012) Habitat use, disturbance and collision risks for Bewick's Swans *Cygnus columbianus bewickii* wintering near a wind farm in the Netherlands. *Wildfowl*, **62**, 97–116.
- Fox, T., Christensen, T.K., Desholm, M., Kahlert, J. & Petersen, I.K. (2006) *Birds - Avoidance Responses and Displacement*.
- Frick, W.F., Baerwald, E.F., Pollock, J.F., Barclay, R.M.R., Szymanski, J.A., Weller, T.J., Russell, A.L., Loeb, S.C., Medellín, R.A. & McGuire, L.P. (2017) Fatalities at wind turbines may threaten population viability of a migratory bat. *Biological Conservation*, **209**, 172–177.
- Furmankiewicz, J. & Kucharska, M. (2009) Migration of Bats Along a Large River Valley in Southwestern Poland. *Journal of Mammalogy*, **90**, 1310–1317.
- Garvin, J.C., Jennelle, C.S., Drake, D. & Grodsky, S.M. (2011) Response of raptors to a windfarm. *Journal of Applied Ecology*, **48**, 199–209.

- Georgiakakis, P., Kret, E., Cárcamo, B., Doutau, B., Kafkaletou-Diez, A., Vasilakis, D. & Papadatou, E. (2012) Bat fatalities at wind farms in North-Eastern Greece. *Acta Chiropterologica*, **14**, 459–468.
- Gillespie, M.K. & Dinsmore, S.J. (2014) Nest survival of Red-winged Blackbirds in agricultural areas developed for wind energy. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, **197**, 53–59.
- Green, R.E., Langston, R.H.W., McCluskie, A., Sutherland, R., Wilson, J.D. & Votier, S. (2016) Lack of sound science in assessing wind farm impacts on seabirds. *Journal of Applied Ecology*, **53**, 1635–1641.
- Grodsky, S.M., Behr, M.J., Gendler, A., Drake, D., Dieterle, B.D., Rudd, R.J. & Walrath, N.L. (2011) Investigating the causes of death for wind turbine-associated bat fatalities. *Journal of Mammalogy*, **92**, 917–925.
- Grünkorn, T., Blew, J., Krüger, O., Potiek, A., Reichenbach, M., von Rönn, J., Timmermann, H., Weitekamp, S. & Nehls, G. (2017) A Large-Scale, Multispecies Assessment of Avian Mortality Rates at Land-Based Wind Turbines in Northern Germany. *Wind Energy and Wildlife Interactions: Presentations from the CWW2015 Conference*, pp. 43–64.
- Gue, C.T., Walker, J.A., Mehl, K.R., Gleason, J.S., Stephens, S.E., Loesch, C.R., Reynolds, R.E. & Goodwin, B.J. (2013) The effects of a large-scale wind farm on breeding season survival of female mallards and blue-winged teal in the Prairie Pothole Region. *Journal of Wildlife Management*, **77**, 1360–1371.
- Harwood, A.J.P., Perrow, M.R., Berridge, R.J., Tomlinson, M.L. & Skeate, E.R. (2017) Unforeseen Responses of a Breeding Seabird to the Construction of an Offshore Wind Farm. *Wind Energy and Wildlife Interactions: Presentations from the CWW2015 Conference*, pp. 19–42.
- Hatchett, E.S., Hale, A.M., Bennett, V.J. & Karsten, K.B. (2013) Wind turbines do not negatively affect nest success in the Dickcissel (*Spiza americana*). *The Auk*, **130**, 520–528.
- Hayes, M.A. (2013) Bats Killed in Large Numbers at United States Wind Energy Facilities. *BioScience*, **63**, 975–979.

- Hernández-Pliego, J., de Lucas, M., Muñoz, A.R. & Ferrer, M. (2015) Effects of wind farms on Montagu's harrier (*Circus pygargus*) in southern Spain. *Biological Conservation*, **191**, 452–458.
- Hjernquist, M.B. (2014) *Effekter På Fågellivet Vid Ett Generationsskifte Av Vindkraftverk - Kontrollprogram, Näsudden, Gotland 2009 – 2013*.
- Hoover, S. & Morrison, M. (2005) Behavior of red-tailed hawks in a wind turbine development. *Journal of Wildlife Management*, **69**, 150–159.
- Horn, J.W., Arnett, E.B., Jensen, M. & Kunz, T.H. (2008a) *Testing the Effectiveness of an Experimental Acoustic Bat Deterrent at the Maple Ridge Wind Farm*.
- Horn, J.W., Arnett, E.B. & Kunz, T.H. (2008b) Behavioral responses of bats to operating wind turbines. *Journal of Wildlife Management*, **72**, 123–132.
- Horswill, C., O'Brien, S.H. & Robinson, R.A. (2016) Density dependence and marine bird populations: are wind farm assessments precautionary? *Journal of Applied Ecology*.
- Hunt, W.G., Wiens, J.D., Law, P.R., Fuller, M.R., Hunt, T.L., Driscoll, D.E. & Jackman, R.E. (2017) Quantifying the demographic cost of human-related mortality to a raptor population. *PLoS ONE*, **12**, e0172232.
- Huntley, B., Green, R.E., Collingham, Y.C. & Willis, S.G. (2007) *A Climatic Atlas of European Breeding Birds*. Lynx Edicions, Barcelona.
- Huppopp, O., Dierschke, J., Exo, K.-M., Fredrich, E. & Hill, R. (2006) Bird migration studies and potential collision risk with offshore wind turbines. *Ibis*, **148**, 90–109.
- Hutson, A.M., Mickleburgh, S.P. & Racey, P. a. (2001) *Global Status Survey and Conservation Action Plan - Microchiropteran Bats*.
- Hötker, H. (2006) *Auswirkungen des "Repowering" von Windkraftanlagen Auf Vögel Und Fledermäuse*.
- Ijäs, A. & Hoikkala, J. (2015) *Tuulivoimaloiden Vaikutukset Lepakoihin – Kirjallisuuskatsaus*.
- Inger, R., Attrill, M.J., Bearhop, S., Broderick, A.C., James Grecian, W., Hodgson, D.J., Mills, C., Sheehan, E., Votier, S.C., Witt, M.J. & Godley, B.J. (2009) Marine

renewable energy: Potential benefits to biodiversity? An urgent call for research. *Journal of Applied Ecology*, **46**, 1145–1153.

Ingersoll, T.E., Sewall, B.J. & Amelon, S.K. (2013) Improved Analysis of Long-Term Monitoring Data Demonstrates Marked Regional Declines of Bat Populations in the Eastern United States. *PLoS ONE*, **8**, e65907.

Jarzebowski, T. (2003) Migration of the Nathusius' pipistrelle *Pipistrellus nathusii* (Vespertilionidae) along the Vistula Split. *Acta Theriologica*, **48**, 301–308.

Jetz, W., Wilcove, D.S. & Dobson, A.P. (2007) Projected impacts of climate and land-use change on the global diversity of birds. *PLoS Biology*, **5**, 1211–1219.

Johnson, G.D., Erickson, W.P., Strickland, M.D., Shepherd, M.F., Shepherd, D.A. & Sarappo, S.A. (2002) Collision mortality of local and migrant birds at a large-scale wind-power development on Buffalo Ridge, Minnesota. *Wildlife Society Bulletin*, **30**, 879–887.

Johnson, G.D., Perlik, M.K., Erickson, W.I.P., Strickland, J.D. & Qv. (2004) Bat activity, composition, and collision mortality at a large wind plant in Minnesota. *Wildlife Society Bulletin*, **32**, 1278–1288.

Katzner, T.E., Nelson, D.M., Braham, M.A., Doyle, J.M., Fernandez, N.B., Duerr, A.E., Bloom, P.H., Fitzpatrick, M.C., Miller, T.A., Culver, R.C.E., Braswell, L. & Dewoody, J.A. (2016) Golden Eagle fatalities and the continental-scale consequences of local wind-energy generation. *Conservation Biology*.

Kikuchi, R. (2008) Adverse impacts of wind power generation on collision behaviour of birds and anti-predator behaviour of squirrels. *Journal for Nature Conservation*, **16**, 44–55.

Koistinen, J. (2004) *Tuulivoimaloiden Linnustovaikutukset*.

Kolar, P.S. & Bechard, M.J. (2016) Wind energy, nest success, and post-fledging survival of Buteo hawks. *Journal of Wildlife Management*, **80**, 1242–1255.

Korner-Nievergelt, F., Brinkmann, R., Niermann, I. & Behr, O. (2013) Estimating Bat and Bird Mortality Occurring at Wind Energy Turbines from Covariates and Carcass Searches Using Mixture Models. *PLoS ONE*, **8**, e67997.

- Kowallik, C. & Borbach-Jaene, J. (2001) Impact of wind turbines on field utilization by geese in coastal areas in northwest Germany. *Vogelkundliche Berichte aus Niedersachsen*, **33**, 97–102.
- Krijgsveld, K.L., Akershoek, K., Schenk, F., Dijk, F. & Dirksen, S. (2009) Collision Risk of Birds with Modern Large Wind Turbines. *Ardea*, **97**, 357–366.
- Kruckenbergh, H. & Jaene, J. (1999) Zum Einfluss eines Windparks auf die Verteilung weidender Bläßgänse im Rheiderland (Landkreis Leer, Niedersachsen). *Natur und Landschaft*, **74**, 420–427.
- Kunz, T.H., Arnett, E.B., Erickson, W.P., Hoar, A.R., Johnson, G.D., Larkin, R.P., Strickland, M.D., Thresher, R.W. & Tuttle, M.D. (2007) Ecological Impacts of Wind Energy Development on Bats: Questions, Research Needs, and Hypotheses. *Frontiers in Ecology and the Environment*, **5**, 315–324.
- Kuvlesky, William P., J., 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. *Wildlife Research*, **71**, 2487–2498.
- Langhamer, O., Wilhelmsson, D. & Engström, J. (2009) Artificial reef effect and fouling impacts on offshore wave power foundations and buoys - a pilot study. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, **82**, 426–432.
- Larsen, J.K. & Guillemette, M. (2007) Effects of wind turbines on flight behaviour of wintering common eiders: Implications for habitat use and collision risk. *Journal of Applied Ecology*, **44**, 516–522.
- Larsen, J.K. & Madsen, J. (2000) Effects of wind turbines and other physical elements on field utilization by pink-footed geese (*Anser brachyrhynchus*): A landscape perspective. *Landscape Ecology*, **15**, 755–764.
- LeBeau, C.W., Beck, J.L., Johnson, G.D. & Holloran, M.J. (2014) Short-term impacts of wind energy development on greater sage-grouse fitness. *The Journal of Wildlife Management*, **78**, 522–530.
- Leddy, K.L., Higgins, K.F. & Naugle, D.E. (1999) Effects of Wind Turbines on Upland Nesting Birds in Conservation Reserve Program. *The Wilson Bulletin*, **111**, 100–104.

Lehnert, L.S., Kramer-Schadt, S., Schönborn, S., Lindecke, O., Niermann, I. & Voigt, C.C. (2014) Wind farm facilities in Germany kill noctule bats from near and far. *PLoS ONE*, **9**, e103106.

Lentini, P.E., Bird, T.J., Griffiths, S.R., Godinho, L.N. & Wintle, B.A. (2015) A global synthesis of survival estimates for microbats. *Biology letters*, **11**, 20150371.

Lindén, A., Meller, K. & Knape, J. (2017) An empirical comparison of models for the phenology of bird migration. *Journal of Avian Biology*, **48**, 255–265.

Long, C. V., Flint, J.A. & Lepper, P.A. (2011) Insect attraction to wind turbines: Does colour play a role? *European Journal of Wildlife Research*, **57**, 323–331.

Longcore, T., Rich, C. & Gauthreaux, S.A. (2008) Height, Guy Wires, and Steady-Burning Lights Increase Hazard of Communication Towers To Nocturnal Migrants: a Review and Meta-Analysis. *The Auk*, **125**, 485–492.

López-Roig, M. & Serra-Cobo, J. (2014) Impact of human disturbance, density, and environmental conditions on the survival probabilities of pipistrelle bat (*Pipistrellus pipistrellus*). *Population Ecology*, **56**, 471–480.

Loss, S.R., Will, T. & Marra, P.P. (2013) Estimates of bird collision mortality at wind facilities in the contiguous United States. *Biological Conservation*, **168**, 201–209.

Loss, S.R., Will, T. & Marra, P.P. (2014) Refining estimates of bird collision and electrocution mortality at power lines in the United States. *PLoS ONE*, **9**, 26–28.

Loss, S.R., Will, T. & Marra, P.P. (2015) Direct Mortality of Birds from Anthropogenic Causes. *Annu. Rev. Ecol. Evol. Syst.*, **46**, 99–120.

de Lucas, M., Ferrer, M., Bechard, M.J. & Muñoz, A.R. (2012) Griffon vulture mortality at wind farms in southern Spain: Distribution of fatalities and active mitigation measures. *Biological Conservation*, **147**, 184–189.

De Lucas, M., Janss, G.F.E. & 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.

De Lucas, M., Janss, G.F.E., Whitfield, D.P. & Ferrer, M. (2008) Collision fatality of raptors in wind farms does not depend on raptor abundance. *Journal of Applied Ecology*, **45**, 1695–1703.

Luonnonvarakeskus. (2012) *Suomen Metsät 2012*.

Madders, M. & Whitfield, D.P. (2006) Upland raptors and the assessment of wind farm impacts. *Ibis*, **148**, 43–56.

Madsen, J. & Boertmann, D. (2008) Animal behavioral adaptation to changing landscapes: Spring-staging geese habituate to wind farms. *Landscape Ecology*, **23**, 1007–1011.

Mahoney, A. & Chalfoun, A.D. (2016) Reproductive success of Horned Lark and McCown's Longspur in relation to wind energy infrastructure. *The Condor*, **118**, 360–375.

Marques, A.T., Batalha, H., Rodrigues, S., Costa, H., Pereira, M.J.R., Fonseca, C., Mascarenhas, M. & Bernardino, J. (2014) Understanding bird collisions at wind farms: An updated review on the causes and possible mitigation strategies. *Biological Conservation*, **179**, 40–52.

Martínez-Abraín, A., Tavecchia, G., Regan, H.M., Jiménez, J., Surroca, M. & Oro, D. (2012) Effects of wind farms and food scarcity on a large scavenging bird species following an epidemic of bovine spongiform encephalopathy. *Journal of Applied Ecology*, **49**, 109–117.

Masden, E.A., Haydon, D.T., Fox, A.D., Furness, R.W., Bullman, R. & Desholm, M. (2009) Barriers to movement: Impacts of wind farms on migrating birds. *ICES Journal of Marine Science*, **66**, 746–753.

May, R.F. (2015) A unifying framework for the underlying mechanisms of avian avoidance of wind turbines. *Biological Conservation*, **190**, 179–187.

Mcnew, L.B., Hunt, L.M., Gregory, A.J., Wisely, S.M. & Sandercock, B.K. (2014) Effects of wind energy development on nesting ecology of greater prairie-chickens in fragmented grasslands. *Conservation Biology*, **28**, 1089–1099.

Van der Meij, T., Van Strien, A.J., Haysom, K.A., Dekker, J., Russ, J., Biala, K., Bihari, Z., Jansen, E., Langton, S., Kurali, A., Limpens, H., Meschede, A., Petersons, G., Presetnik, P., Pr??ger, J., Reiter, G., Rodrigues, L., Schorcht, W., Uhrin, M. & Vintulis, V. (2015) Return of the bats? A prototype indicator of trends in European bat populations in underground hibernacula. *Mammalian Biology*, **80**, 170–177.

Metsäntutkimuslaitos. (2014) *Metsätilastollinen Vuosikirja 2014*.

- Morrison, M. (2002) *Searcher Bias and Scavenging Rates in Bird/Wind Energy Studies*.
- Musters, C.J.M., Noordervliet, M. a W. & Keurs, W.J.T. (1996) Bird casualties caused by a wind energy project in an estuary. *Bird Study*, **43**, 124–126.
- Nicholls, B. & Racey, P.A. (2007) Bats avoid radar installations: Could electromagnetic fields deter bats from colliding with wind turbines? *PLoS ONE*, **2**, e297.
- Nicholls, B. & Racey, P.A. (2009) The aversive effect of electromagnetic radiation on foraging bats - A possible means of discouraging bats from approaching wind turbines. *PLoS ONE*, **4**, e6246.
- Niel, C. & Lebreton, J.D. (2005) Using demographic invariants to detect overharvested bird populations from incomplete data. *Conservation Biology*, **19**, 826–835.
- Niinimäki, T. (2013) *TUULIVOIMAN VAIKUTUKSET MERIKOTKAN (HALIAEETUS ALBICILLA) LISÄÄNTYMISEEN*. Itä-Suomen yliopisto.
- Nilsson, L. & Green, M. (2011) *Birds in Southern Öresund in Relation to the Wind Farm at Lillgrund - Final Report of the Monitoring Program 2001-2011*.
- Northrup, J.M. & Wittemyer, G. (2013) Characterising the impacts of emerging energy development on wildlife, with an eye towards mitigation. *Ecology Letters*, **16**, 112–125.
- O'Shea, T., Ellison, L.E. & Stanley, T.R. (2004) Survival estimation in bats: historical overview, critical appraisal, and suggestions for new approaches. *Sampling rare or elusive species: concepts, designs, and techniques for estimating population parameters*, pp. 297–336.
- O'Shea, T.J., Ellison, L.E. & Stanley, T.R. (2011) Adult survival and population growth rate in Colorado big brown bats (*Eptesicus fuscus*). *Journal of Mammalogy*, **92**, 433–443.
- Orloff, S. & Flannery, A. (1992) *Wind Turbine Effects on Avian Activity, Habitat Use, and Mortality in Altamont Pass and Solano Count Wind Resource Areas: 1989-1991*.

- Oro, D., Martínez-Abraín, A., Paracuellos, M., Nevado, J.C. & Genovart, M. (2006) Influence of density dependence on predator-prey seabird interactions at large spatio-temporal scales. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences*, **273**, 379–383.
- Osborn, R.G., Higgins, K.F., Usgaard, R.E., Dieter, C.D. & Neiger, R.D. (2000) Bird mortality associated with wind turbines at the Buffalo Ridge Wind Resource Area, Minnesota. *The American Midland Naturalist*, **143**, 41–52.
- Pearce-Higgins, J.W., Dennis, P., Whittingham, M.J. & Yalden, D.W. (2010) Impacts of climate on prey abundance account for fluctuations in a population of a northern wader at the southern edge of its range. *Global Change Biology*, **16**, 12–23.
- Pearce-Higgins, J.W., Stephen, L., Douse, A. & Langston, R.H.W. (2012) Greater impacts of wind farms on bird populations during construction than subsequent operation: Results of a multi-site and multi-species analysis. *Journal of Applied Ecology*, **49**, 386–394.
- Pearce-Higgins, J.W., Stephen, L., Langston, R.H.W., Bainbridge, I.P. & Bullman, R. (2009) The distribution of breeding birds around upland wind farms. *Journal of Applied Ecology*, **46**, 1323–1331.
- Percival, S.M. (2003) *Birds and Wind Farms in Ireland: A Review of Potential Issues and Impact Assessment*.
- Percival, S.M. (2005) Birds and windfarms: What are the real issues? *British Birds*, **98**, 194–204.
- Perrow, M.R., Gilroy, J.J., Skeate, E.R. & Tomlinson, M.L. (2011) Effects of the construction of Scroby Sands offshore wind farm on the prey base of Little tern *Sternula albifrons* at its most important UK colony. *Marine Pollution Bulletin*, **62**, 1661–1670.
- Petersen, I., Christensen, T. & Kahlert, J. (2006) *Final Results of Bird Studies at the Offshore Wind Farms at Nysted and Horns Rev, Denmark*.
- Pettersson, J. (2005) *The Impact of Offshore Wind Farms on Bird Life in Southern Kalmar Sound, Sweden*.

- Piorkowski, M.D. & Connell, T.J.O. (2010) Spatial Pattern of Summer Bat Mortality from Collisions with Wind Turbines in Mixed-grass Prairie. *The American Midland Naturalist*, **164**, 260–269.
- Plonczkier, P. & Simms, I.C. (2012) Radar monitoring of migrating pink-footed geese: Behavioural responses to offshore wind farm development. *Journal of Applied Ecology*, **49**, 1187–1194.
- Pöyry Finland Oy. (2011) *TUULIVOIMA JA LINNUSTO – KOKEMUKSET JA KÄYTÄNNÖT SUOMESTA JA LÄHIALUEILTA*.
- Rasran, L. & Dürr, T. (2017) Collisions of Birds of Prey with Wind Turbines—Analysis of the Circumstances. *Birds of Prey and Wind Farms*, pp. 259–282. Springer.
- Rebelo, H., Tarroso, P. & Jones, G. (2010) Predicted impact of climate change on European bats in relation to their biogeographic patterns. *Global Change Biology*, **16**, 561–576.
- Rees, E.C. (2012) Impacts of wind farms on swans and geese: A review. *Wildfowl*, **62**, 37–72.
- Reichenbach, M. (2017) Wind Turbines and Birds in Germany—Examples of Current Knowledge, New Insights and Remaining Gaps. *Wind Energy and Wildlife Interactions: Presentations from the CWW2015 Conference*, pp. 239–252.
- Reid, T., Krüger, S., Whitfield, D.P. & Amar, A. (2015) Using spatial analyses of bearded vulture movements in southern Africa to inform wind turbine placement. *Journal of Applied Ecology*, **52**, 881–892.
- Riista- ja kalatalouden tutkimuslaitos. (2013) *Metsästys 2012*.
- Rodrigues, L., Bach, L., Dubourg-Savage, M.-J., Karapandza, B., Kovac, D., Kervyn, T., Dekker, J., Kepel, A., Bach, P., Collins, J., Harbusch, C., Park, K., Micevski, B. & Minderman, J. (2014) Guidelines for consideration of bats in wind farm projects - Revision 2014. *EUROBATS Publication Series*, **6**, 1–133.
- Rollins, K.E., Meyerholz, D.K., Johnson, G.D., Capparella, a P. & Loew, S.S. (2012) A forensic investigation into the etiology of bat mortality at a wind farm: barotrauma or traumatic injury? *Veterinary pathology*, **49**, 362–71.

- Roscioni, F., Rebelo, H., Russo, D., Carranza, M.L., Di Febbraro, M. & Loy, A. (2014) A modelling approach to infer the effects of wind farms on landscape connectivity for bats. *Landscape Ecology*, **29**, 891–903.
- Rothery, P., Newton, I. & Little, B. (2009) Observations of seabirds at offshore wind turbines near Blyth in northeast England. *Bird Study*, **56**, 1–14.
- Rubenstein, T.G., Hale, A.M. & Karsten, K.B. (2012) Nesting Success of Scissor-Tailed Flycatchers (*Tyrannus forficatus*) at a Wind Farm in Northern Texas. *The Southwestern Naturalist*, **57**, 189–194.
- Rydell, J., Bach, L., Dubourg-Savage, M.-J., Green, M., Rodrigues, L. & Hedenström, A. (2010a) Bat Mortality at Wind Turbines in Northwestern Europe. *Acta Chiropterologica*, **12**, 261–274.
- Rydell, J., Bach, L., Dubourg-Savage, M.J., Green, M., Rodrigues, L. & Hedenström, A. (2010b) Mortality of bats at wind turbines links to nocturnal insect migration? *European Journal of Wildlife Research*, **56**, 823–827.
- Rydell, J., Bogdanowicz, W., Boonman, A., Pettersson, S., Suchecka, E. & Pomorski, J.J. (2016) Bats may eat diurnal flies that rest on wind turbines. *Mammalian Biology*, **81**, 331–339.
- Rydell, J., Engström, H., Hedenström, A., Larsen, J.K., Pettersson, J. & Green, M. (2012) *The Effect of Wind Power on Birds and Bats Power - A Synthesis*.
- Rydell, J., Ottvall, R., Pettersson, S. & Green, M. (2017) *Vindkraftens Påverkan På Fåglar Och Fladdermöss Vindkraftens Påverkan På Fåglar Och Fladdermöss - Uppdaterad Syntesrapport 2017*.
- Sansom, A., Pearce-Higgins, J.W., Douglas, D.J.T. & Reneerkens, J. (2016) Negative impact of wind energy development on a breeding shorebird assessed with a BACI study design. *Ibis*, **158**, 541–555.
- Sanz-Aguilar, A., Sánchez-Zapata, J.A., Carrete, M., Benítez, J.R., Ávila, E., Arenas, R. & Donazar, J.A. (2015) Action on multiple fronts, illegal poisoning and wind farm planning, is required to reverse the decline of the Egyptian vulture in southern Spain. *Biological Conservation*, **187**, 10–18.
- Schaub, M. (2012) Spatial distribution of wind turbines is crucial for the survival of red kite populations. *Biological Conservation*, **155**, 111–118.

- Schmiegelow, F.K.A. & Mönkkönen, M. (2002) Habitat Loss and Fragmentation in Dynamic Landscapes: Avian Perspectives From the Boreal Forest. *Ecological Applications*, **12**, 375–389.
- Searle, K., Mobbs, D., Butler, A., Bogdanova, M.I., Freeman, S.N., Wanless, S. & Daunt, F. (2014) *Population Consequences of Displacement from Proposed Offshore Wind Energy Developments for Seabirds Breeding at Scottish SPAs*.
- Seiche, K., Endl, P. & Lein, M. (2008) *Fledermäuse Und Windenergieanlagen in Sachsen 2006*.
- Shaffer, J.A. & Buhl, D.A. (2016) Effects of wind-energy facilities on breeding grassland bird distributions. *Conservation Biology*, **30**, 59–71.
- Smallwood, K.S. (2013) Comparing bird and bat fatality-rate estimates among North American wind-energy projects. *Wildlife Society Bulletin*, **37**, 19–33.
- Smallwood, S. & Karas, B. (2009) Avian and Bat Fatality Rates at Old-Generation and Repowered Wind Turbines in California. *Journal of Wildlife Management*, **73**, 1062–1071.
- Smallwood, K.S. & Thelander, C. (2008) Bird Mortality in the Altamont Pass Wind Resource Area, California. *Journal of Wildlife Management*, **72**, 215–223.
- Sovacool, B.K. (2009) Contextualizing avian mortality: A preliminary appraisal of bird and bat fatalities from wind, fossil-fuel, and nuclear electricity. *Energy Policy*, **37**, 2241–2248.
- Stevens, T.K., Hale, A.M., Karsten, K.B. & Bennett, V.J. (2013) An analysis of displacement from wind turbines in a wintering grassland bird community. *Biodiversity and Conservation*, **22**, 1755–1767.
- Stewart, G.B., Pullin, A.S. & Coles, C.F. (2005) Effects of wind turbines on bird abundance. *Systematic review No. 4*, **44**.
- Stewart, G.B., Pullin, A.S. & Coles, C.F.C. (2007) Poor evidence-base for assessment of windfarm impacts on birds. *Environmental Conservation*, **34**, 1–11.
- Stone, E.L., Jones, G. & Harris, S. (2009) Street Lighting Disturbs Commuting Bats. *Current Biology*, **19**, 1123–1127.

Strickland, M.D., Arnett, E.B., Erickson, W.P., Johnson, G.D., Morrison, M.L., Shaffer, J.A. & Warren-Hicks, W. (2011) Comprehensive Guide to Studying Wind Energy / Wildlife Interactions. *Frontiers in Ecology and the Environment*, **5**, 315–324.

Tanskanen, A. (2012) Impact on breeding birds of a semi-offshore island-based windmill park in Åland, Northern Baltic Sea. *Ornis Svecica*, **22**, 9–15.

Thelander, C.G., Smallwood, K.S. & Rugge, L. (2003) *Bird Risk Behaviors and Fatalities at the Altamont Pass Wind Resource Area*.

Thomas, C.D., Thomas, C.D., Cameron, A., Cameron, A., Green, R.E., Green, R.E., Bakkenes, M., Bakkenes, M., Beaumont, L.J., Beaumont, L.J., Collingham, Y.C., Collingham, Y.C., Erasmus, B.F.N., Erasmus, B.F.N., De Siqueira, M.F., De Siqueira, M.F., Grainger, A., Grainger, A., Hannah, L., Hannah, L., Hughes, L., Hughes, L., Huntley, B., Huntley, B., Van Jaarsveld, A.S., Van Jaarsveld, A.S., Midgley, G.F., Midgley, G.F., Miles, L., Miles, L., Ortega-Huerta, M. a, Ortega-Huerta, M. a, Peterson, a T., Peterson, a T., Phillips, O.L., Phillips, O.L., Williams, S.E. & Williams, S.E. (2004) Extinction risk from climate change. *Nature*, **427**, 145–8.

Tomé, R., Canário, F., Leitão, A.H., Pires, N. & Repas, M. (2017) Radar Assisted Shutdown on Demand Ensures Zero Soaring Bird Mortality at a Wind Farm Located in a Migratory Flyway. *Wind Energy and Wildlife Interactions: Presentations from the CWW2015 Conference*, pp. 119–133.

Työ- ja elinkeinoministeriö. (2014) *Energia- Ja Ilmastotiekartta 2050*.

Vehanen, T., Hario, M., Kunnasranta, M. & Auvinen, H. (2010) *Merituulivoiman Vaikutukset Rannikon Kaloihin, Lintuihin Ja Nisäkkäisiin - Kirjallisuuskatsaus*.

Voigt, C.C., Lehnert, L.S., Petersons, G., Adorf, F. & Bach, L. (2015) Wildlife and renewable energy: German politics cross migratory bats. *European Journal of Wildlife Research*, **61**, 213–219.

Voigt, C.C., Popa-Lisseanu, A.G., Niermann, I. & Kramer-Schadt, S. (2012) The catchment area of wind farms for European bats: A plea for international regulations. *Biological Conservation*, **153**, 80–86.

Walters, K., Kosciuch, K. & Jones, J. (2014) Can the effect of tall structures on birds be isolated from other aspects of development? *Wildlife Society Bulletin*, **38**, 250–256.

- Walther, G., Post, E., Convey, P., Menzel, A., Parmesan, C., Beebee, T.J.C., Fromentin, J., Hoegh-Guldberg, O. & Bairlein, F. (2002) Ecological responses to recent climate change. *Nature*, **416**, 389–395.
- Wang, S., Wang, S. & Smith, P. (2015) Ecological impacts of wind farms on birds: Questions, hypotheses, and research needs. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, **44**, 599–607.
- Willis, C.K.R., Barclay, R.M.R., Boyles, J.G., Mark Brigham, R., Brack, V., Waldien, D.L. & Reichard, J. (2010) Bats are not birds and other problems with Sovacool's (2009) analysis of animal fatalities due to electricity generation. *Energy Policy*, **38**, 2067–2069.
- Winkelman, J.E. (1994) Bird/Wind turbine investigations in Europe. *Proceedings of the National Avian-Wind Power Meeting Lakewood, CO July 20-21, 1994*, 43–47.
- Ympäristöministeriö. (2016) *Linnustovaikutusten Arviointi Tuulivoimarakentamisessa*.
- Zehindjiev, P. & Whitfield, D.P. (2016) *Bird Migration Monitoring in the Saint Nikola Wind Farm Territory, Kaliakra Region, in Autumn 2015, and Analysis of Potential Impact after Three Years of Operation*.
- Zeiler, H.P. & Grünschachner-Berger, V. (2009) Impact of wind power plants on black grouse, *Lyrurus tetrix* in Alpine regions. *Folia Zoologica*, **58**, 173–182.
- Zimmerling, J.R., Pomeroy, A.C., D'Entremont, M. V & Francis, C.M. (2013) Canadian estimate of bird mortality due to collisions and direct habitat loss associated with wind turbine developments. *Avian Conservation and Ecology*, **8**, 10.

Kirjallisuusselvitys tuulivoimaloiden vaikutuksista linnustoon ja lepakoihin

ISSN 1797-3562 (verkojulkaisu)

ISBN 978-952-327-228-6

julkaisut.valtioneuvosto.fi



Työ- ja elinkeinoministeriö
Arbets- och näringsministeriet