

MERENKULKUALAN KOULUTUS- JA TUTKIMUSKESKUKSEN JULKAISUJA  
TURUN YLIOPISTON BRAHEA-KESKUS

PUBLICATIONS OF THE CENTRE FOR MARITIME STUDIES  
BRAHEA CENTRE AT THE UNIVERSITY OF TURKU

B 201  
2015

# TUULIVOIMALOIDEN VAIKUTUKSET LEPAKOIHIN – KIRJALLISUUSKATSAUS



Asko Ijäs

Joonas Hoikkala

Vipuvoimaa  
EU:lta  
2007–2013



Euroopan unioni  
Euroopan aluekehitysrahasto





MERENKULKUALAN KOULUTUS- JA TUTKIMUSKESKUKSEN JULKAISUJA  
TURUN YLIOPISTON BRAHEA-KESKUS

PUBLIKATIONER AV SJÖFARTSBRANSCHENS UTBILDNINGS- OCH  
FORSKNINGSCENTRAL  
BRAHEA CENTRUM VID ÅBO UNIVERSITET

PUBLICATIONS OF THE CENTRE FOR MARITIME STUDIES  
BRAHEA CENTRE AT THE UNIVERSITY OF TURKU

B 201  
2015

# **TUULIVOIMALOIDEN VAIKUTUKSET LEPAKOIHIN – KIRJALLISUUSKATSAUS**

Asko Ijäs  
Joonas Hoikkala

Turku 2015

JULKAISIJA / PUBLISHER:

Turun yliopiston Brahea-keskus / Brahea Centre at the University of Turku  
MERENKULKUALAN KOULUTUS- JA TUTKIMUSKESKUS  
CENTRE FOR MARITIME STUDIES

Käyntiosoite / Visiting address:  
ICT-talo, Joukahaisenkatu 3-5 B, 6.krs, Turku

Postiosoite / Postal address:  
FI-20014 TURUN YLIOPISTO

Puh. / Tel. +358 (0)2 333 51  
<http://mkk.utu.fi>

Painosalama Oy  
Turku 2015

ISBN 978-951-29-6014-9 (Painettu)  
ISBN 978-951-29-6015-6 (Verkkojulkaisu)  
ISSN 2342-1428 (Painettu)  
ISSN 2342-1436 (Verkkojulkaisu)

Kansikuva: Asko Ijäs 2009

## RAHOITTAJAT JA YHTEISTYÖKUMPPANIT

Tämä katsaus on tuotettu osana Euroopan aluekehitysrahaston (EAKR) sekä yksityisten tuulivoima-alan toimijoiden rahoittamaa Luontotietoa tuulivoimatuotannon suunnitteluun Satakunnassa -hanketta (LTSS, A31454).



Euroopan unioni  
Euroopan aluekehitysrahasto

Vipuvoimaa  
EU:lta  
2007–2013



Elinkeino-, liikenne- ja  
ympäristökeskus



STY Suomen  
Tuulivoimayhdistys ry

## TIIVISTELMÄ

Tuulivoimarakentaminen on lisääntynyt Suomessa voimakkaasti 2000-luvulla ja uusia tuulivoimamahankkeita on tällä hetkellä vireillä useita. Fossiilisiin polttoaineisiin verrattuna tuulivoima ei tuotantovaiheessaan synnytä ilmastonmuutosta kiihdyttäviä kasvihuonekaasupäästöjä. Päästöttömydestään huolimatta myös tuulivoimarakentaminen voi vaikuttaa alueen luontoon esimerkiksi elinympäristömuutosten tai lisääntyneen törmäyskuolleisuuden kautta. Tuulivoiman luontovaikutuksista eniten on tutkittu voimaloiden linnuille aiheuttamia törmäysriskejä, joiden osalta tutkimusta on tehty aina 1980-luvulta lähtien. Tuulivoimaloiden vaikutuksia lepakoihin on sen sijaan ryhdytty tutkimaan vasta 2000-luvun alkupuolella, minkä vuoksi tutkimustietoa on tältä osa-alueelta olemassa huomattavasti lintuja vähemmän. Tuulivoimaloiden läheisyydestä on 2000-luvulla löydetty monin paikoin suuriakin määriä kuolleita lepakoita, jotka ovat herättäneet kysymyksiä tuulivoiman mahdollisista vaikutuksista lepakoiden esiintymiseen ja niiden kannankehitykseen.

Hitaasta lisääntymisnopeudestaan johtuen aikuiskuolleisuudessa tapahtuvat muutokset vaikuttavat yleensä erityisen voimakkaasti lepakoihin ja niiden kannankehitykseen. Tämä tekee lepakoista herkkiä myös tuulivoimaloiden törmäyksille. Luonnossa törmäysriskit eivät tehtyjen tutkimusten perusteella jakaudu tasaisesti lajien välille. Sen sijaan törmäykset keskittyvät voimakkaasti avoimia ja puoliavoimia elinympäristöjä suosiviin lepakkolajeihin, jotka liikkuvat säännöllisesti myös metsärakenteen yläpuolella. Euroopassa näitä ovat erityisesti *Nyctalus*-, *Pipistrellus*- ja *Eptesicus*-suvun lepakkolajit, joiden osuus havaituista lepakkokuolemista on tehdyissä tutkimuksissa usein yli 95 %. Erityisesti yhdysvaltalaisessa tutkimuskirjallisuudessa tuulivoimaloiden törmäysriskien esitetään usein kohdistuvan etupäässä muuttaviin lepakkolajeihin. Tehdyt tutkimukset eivät kuitenkaan täysin tue tätä käsitystä, vaan erityisesti Euroopassa törmäysriskien on havaittu jakautuvan tasaisemmin sekä paikallisiin että muuttaviin lajeihin tuulivoima-alueen sijainnista ja alueelle luonteenomaisesta lepakkolajistosta riippuen.

Tähän kirjallisuuskatsaukseen on koottu olemassa olevaa tutkimustietoa tuulivoimaloiden vaikutuksista lepakoihin sekä tarkasteltu tämän tiedon perusteella tuulivoiman potentiaalisia riskitekijöitä Suomessa tavattavan lepakkolajiston kannalta. Katsaus on toteutettu osana Euroopan aluekehitysrahaston (valvovana viranomaisena Varsinais-Suomen elinkeino-, liikenne- ja ympäristökeskus) sekä yksityisten tuulivoima-alan toimijoiden rahoittamaa Luontotietoa tuulivoimasuunnitteluun Satakunnassa -hanketta (A31454), joka toteutettiin Turun yliopiston Merenkulkualan koulutus- ja tutkimuskeskuksessa vuosina 2010–2014. Hankkeen rahoittajia olivat Euroopan aluekehitysrahasto (kansallinen viranomainen Varsinais-Suomen ELY-keskus) sekä yksityiset tuulivoima-alan toimijat.

## ABSTRACT

In Finland the interest towards wind power development has increased substantially in the early 21<sup>st</sup> century and many new wind farms are currently being planned. Wind power produces no carbon dioxide emissions and that is why it can be used to prevent the global warming. Although wind power is a clean and renewable source of energy, poorly placed wind turbines can have significant impact on the local environment for example via habitat alterations or collisions impacts of birds and bats. Collision risks of birds have been studied intensively since the mid-1980s, when the first problems were encountered. Recently the concerns have however been raised about the possible impacts of wind turbines on bat populations, after significant number of dead bats have been found in many wind farms both in the United States and in Central Europe.

Due to their slow reproduction rate bat populations are particularly vulnerable to the increased mortality caused by either natural or anthropogenic sources. The collision risks of bats are not distributed evenly on the bat populations, but they focus significantly on species foraging either open or background-cluttered habitats. In Europe over 95 % of the reported collisions belong to the species groups of *Nyctalus*, *Pipistrellus* and *Eptesicus*, which regularly forage also above the forest canopy close to the turbine heights. In the research literature it is often presented that the collision risks are the highest for migratory bats. Based on the latest studies this hypothesis can however be questioned. Especially in Europe also local bat species are regularly found colliding with the turbines in the late summer-early autumn, which refers that the observed impacts are more dependent on the characteristics of the wind farm area.

In this report we address the impacts of wind power on bats and bat populations. In addition to the general perspective, the potential impacts of wind power on Finnish bat species are also discussed. However, only a few studies on bats and wind power has so far been made in the Northern Europe, why only an implicit assessment of the potential impacts and risk species in Finland can be given. This report was conducted as a part of the project LTSS (A31454), which was conducted in the Central for Maritime Studies in years 2010–2014. The project was funded by European Regional Development Fund (via ELY Centre for Southwest Finland) and private wind power companies.

## SISÄLLYSLUETTELO

<b>1</b>	<b>JOHDANTO</b> .....	<b>7</b>
<b>2</b>	<b>LEPAKOT SUOMESSA</b> .....	<b>9</b>
<b>3</b>	<b>TÖRMÄYSRISKIT</b> .....	<b>13</b>
3.1	Kuolinsyyt.....	13
3.2	Törmäysriskien alueellinen ja lajistollinen vaihtelu.....	14
3.3	Törmäysriskien ajallinen vaihtelu .....	19
3.4	Tuulivoimaloiden rakenteellisten tekijöiden vaikutus törmäysriskeihin.....	22
<b>4</b>	<b>TUULIVOIMAN EPÄSUORAT VAIKUTUKSET LEPAKOIDEN</b> .....	<b>25</b>
<b>5</b>	<b>TUULIVOIMALOIDEN RISKITEKIJÄT SUOMESSA</b> .....	<b>27</b>
	<b>KIRJALLISUUS</b> .....	<b>32</b>

### LIITTEET:

1. Lepakoiden rakenteellisten tekijöiden ja käyttäytymisen vaikutus niiden todennäköisyyteen törmätä tuulivoimaloiden kanssa (taulukko).
2. Taulukossa 5.1 tarkastellut tuulivoimahankkeet sekä niissä tehdyt lepakkoselvitykset.



## 1 JOHDANTO

Uusiutumattomien energiavarojen ehtyminen sekä tarpeet ilmastonmuutoksen hillitsemiselle ovat kasvattaneet Euroopassa paineita uusiutuvien energianlähteiden käytön lisäämiselle. Euroopan Unioni on asettanut vuonna 2007 tavoitteen nostaa uusiutuvilla energianlähteillä tuotetun energian osuus 20 % kokonaiskulutuksesta vuoteen 2020 mennessä (Euroopan Komissio 2007). Suomessa uusiutuvalla energialle asetetut tavoitteet sekä niiden tueksi suunniteltu tukipolitiikka ovat lisänneet kiinnostusta niin maa- kuin merituulivoimankin lisärakentamiseen ja uusia hankkeita on tällä hetkellä vireillä useita (Suomen Tuulivoimayhdistys 2014). Fossiilisiin polttoaineisiin verrattuna tuulivoima ei tuotantovaiheessa synnytä ilmastonmuutosta kiihdyttäviä kasvihuonekaasupäästöjä. Tuulivoiman potentiaalisia haittavaikutuksia ovat kuitenkin mm. voimaloiden aiheuttamat melun ja varjostuksen vaikutukset ihmisten asumismukavuuteen sekä tuulivoimaloiden suorat ja välilliset vaikutukset alueen luontoon ja eri eliölajeihin.

Tuulivoiman luontovaikutuksista eniten on tutkittu voimaloiden linnuille aiheuttamia törmäysriskejä, joiden osalta tutkimusta on tehty aina 1980-luvulta lähtien (Erickson ym. 2001, Drewitt & Langston 2006). Tuulivoimaloiden vaikutuksia lepakoihin on sen sijaan ryhdytty tutkimaan vasta 2000-luvun alkupuolella, minkä vuoksi tutkimustietoa on tältä osa-alueelta olemassa huomattavasti lintuja vähemmän (Kunz ym. 2007). Lepakot poikkeavat niin elinkierroltaan kuin lisääntymiseltäänkin huomattavasti vastaavankokoisista lintu- tai nisäkäsryhmistä. Moniin pikkunisäkkäisiin verrattuna lepakoille leimaa antavaa on niiden suhteellisen korkea keski-ikä yksilöiden saavuttaessa säännöllisesti jopa 15–30 vuoden iän (Racey & Entwistle 2000, Dietz ym. 2009). Vaikka useat pienpedot ja petolinnut käyttävät ravinnokseen myös lepakoita, eurooppalaisilla lepakkolajeilla ei ole juurikaan luontaisia vihollisia, joille lepakot olisivat pääasiallinen ravinnonlähde ja jotka tätä kautta säätelisivät niiden kantoja, kuten esimerkiksi petolinnut ja pienpedot säätelevät pikkujyrsijöiden runsautta (katso kuitenkin Lima & O’Keefe 2009). Toisaalta lepakot lisääntyvät hitaasti ja ne pystyvät tuottamaan yleensä vain 1–2 poikasta yhden lisääntymiskauden aikana. Pitkäikäisyys sekä hidas lisääntymisnopeus tekevät lepakoista erityisen alttiita ihmistoiminnasta aiheutuville vaikutuksille, koska jo pienet muutokset esimerkiksi aikuiskuoilleisuudessa tai lisääntymisnopeudessa voivat vaikuttaa merkittävästi lajin kannankehitykseen (Dietz ym. 2009, O’Shea ym. 2011, López-Roig & Serracobo 2014).

Tuulivoimaloiden ja niiden edellyttämien oheisrakenteiden toteuttaminen vaikuttaa aina sekä suoraan että välillisesti alueen luonnon nykytilaan ja sen eliölajistoon. Myös Lepakoiden osalta tuulivoimahankkeiden vaikutukset voidaan jakaa suoriin ja välillisiin vaikutuksiin. Mahdollisia suoria vaikutuksia ovat esimerkiksi tuulivoimaloiden lepakoille aiheuttamat törmäysvaikutukset sekä lisääntymis- ja ruokailualueiden muuttuminen rakentamistoimien seurauksena. Vastaavasti välillisiä vaikutusmekanismeja ovat mm. tuulivoimaloiden aiheuttamat muutokset lepakoiden käyttäytymisessä (ihmistoiminnassa olevien alueiden välttely/suosiminen) sekä rakentamistoimien aiheuttaman elinympäristöjen heikkenemisen vaikutus lepakoiden ravinnonhankintaan ja edelleen elinvoimaisuuteen (Rodrigues ym. 2008). Tuulivoimaloiden

lepakkovaikutuksista eniten tutkimustietoa on kertynyt lepakoiden törmäysriskeistä, joita on 2000-luvulla tutkittu säännöllisesti niin Yhdysvaltojen kuin Keski-Euroopankin tuulivoimala-alueilla (Rydell ym. 2012). Nämä tutkimukset yhdessä voimaloiden läheisyydessä toteutettujen aktiivisuusseurantojen kanssa ovatkin lisänneet merkittävästi ymmärrystä törmäysten taustalla olevista syistä sekä törmäysten kannalta herkimmistä lajeista. Tästä huolimatta tuulivoimaloiden lepakoille aiheuttamat törmäysriskit ja niiden taustalla olevat tekijät tunnetaan edelleen vain osittain (Kunz ym. 2007), mikä vaikeuttaa erityisesti saatujen tulosten yleistämistä esimerkiksi alue- ja populaatiotason vaikutusten arviointiin.

Kaikki Euroopassa tavattavat lepakkolajit kuuluvat Euroopan Unionin luontodirektiivin (92/43/ETY) liitteessä IV(a) mainittuihin lajeihin, joiden tappaminen, kerääminen tai tahallinen vahingoittaminen on kiellettyä. Lisäksi direktiivi kieltää lepakoiden tunnettujen lisääntymis- ja levähdyspaikkojen heikentämisen. Tuulivoimaloiden sijoituspaikalla ja sen ominaispiirteillä on keskeinen vaikutus myös voimaloiden luontovaikutusten kannalta, minkä vuoksi vaikutuksia voidaan parhaiten ehkäistä tuulivoimala-alueiden ja voimalapaikkojen huolellisella suunnittelulla (Euroopan Komissio 2011). Lepakot lukeutuvat Suomessa nykyisin huonoimmin tunnettujen nisäkäsryhmien joukkoon, eikä niistä ole käytännössä minkään lajin osalta käytettävissä riittävästi tietoa kannan tilassa tapahtuvien muutosten arviointiin tai suojelutoimien suunnitteluun (Liukko ym. 2010). Tiedon puutteet kohdistuvat osaltaan myös tuulivoimasuunnitteluun sekä siihen, miten lepakot tulisi ottaa voimaloiden suunnittelussa huomioon merkittävien vaikutusten ehkäisemiseksi.

Tähän kirjallisuuskatsaukseen on koottu olemassa olevaa tietoa tuulivoimaloiden vaikutuksista eri lepakkolajeihin. Katsaukseen tavoitteena on antaa yleiskuva siitä, mitä tuulivoimaloiden vaikutuksista lepakoihin nykyisin tiedetään sekä toisaalta tuoda esiin keskeisiä epävarmuustekijöitä sekä tiedon puutteita. Tarkastelu painottuu erityisesti tuulivoimaloiden törmäysriskeihin, joista tutkimustietoa on nykyisin parhaiten saatavilla. Törmäysriskien sijaan tuulivoimaloiden epäsuoria vaikutuksia voimala-alueilla esiintyviin lepakoihin ja niiden käyttäytymiseen on tutkittu vähemmän, minkä vuoksi näitä on tässä kirjallisuuskatsauksessa mahdollista käsitellä vain yleispiirteisesti. Katsaus on toteutettu osana Euroopan aluekehitysrahaston (valvovana viranomaisena Varsinais-Suomen elinkeino-, liikenne- ja ympäristökeskus) sekä yksityisten tuulivoimala-alan toimijoiden rahoittamaa Luontotietoa tuulivoimasuunnitteluun Satakunnassa -hanketta (LTSS, A31454), jonka tarkoituksena on tuottaa perustietoa Satakunnan alueen linnustosta ja lepakoista erityisesti tuulivoiman lisärakentamista ja tuulivoimahankkeiden luontovaikutusten arviointia silmällä pitäen.

## 2 LEPAKOT SUOMESSA

Suomessa on tähän päivään mennessä havaittu kaikkiaan 13 lepakkolajia, joista kuitenkin vain kuuden on pystytty osoittamaan lisääntyvän maassa (Taulukko 2.1). Lepakoiden esiintymisalueet painottuvat Suomessa maan etelä- ja keskiosiin sekä laji- että yksilömäärien vähentyessä maan pohjoisosiin siirryttäessä. Pohjoisilla leveyspiireillä lepakoiden esiintymistä rajoittavat sekä ilmaston kylmyys että kesäoiden valoisuus, jotka vähentävät lepakoille tarjolla olevan ravinnon määrää sekä saalistukseen käytettävissä olevaa aikaa (Rydell ym. 1992, Parker ym. 1997, Ulrich ym. 2007). Lisääntymisalueeltaan pohjoisimmaksi on Suomessa levinnyt pohjanlepakko (*Eptesicus nilssonii*), jota tavataan Pohjois-Euroopassa nykyisin aina 70 °N leveyspiirille asti (Rydell ym. 1994, Frafjord 2013). Muista lepakkolajeista myös vesisiipan (*Myotis daubentonii*) sekä viiksisiippalajien (*Myotis mystacinus/brandtii*) esiintymisalueiden on havaittu ulottuvan Napapiirin läheisyyteen jääden kuitenkin sen eteläpuolelle (Siivonen & Wermundsen 2008). Kirjallisuudessa esitetyt levinneisyysaluetiedot perustuvat kuitenkin vielä hyvin rajalliseen havaintoaineistoon, minkä vuoksi sen pohjalta voi tehdä vain suuntaa antavia arvioita eri lajien esiintymisestä ja levinneisyysalueiden koosta. Viime vuosina ihmisten kiinnostus lepakoita kohtaan on kuitenkin kasvanut yhdessä lepakkoseurantaan soveltuvien laitteiden ja menetelmien kehittymisen myötä. Tämä on näkynyt osaltaan sekä havaintomäärien lisääntymisenä että useiden lajien esiintymisalueiden laajenemisena (Dietz ym. 2009).

Suomessa runsaslukuisimpina tavattavat lepakkolajit (pohjanlepakko, vesisiippa sekä eri viiksisiippalajit) viettävät pääasiassa koko vuoden omien lisääntymisalueidensa läheisyydessä muuttomatkojen jäädessä enimmilläänkin joihinkin satoihin kilometreihin (Dietz ym. 2009). Suomessa talvehtivien lajien ohella maan lepakkolajistoon kuuluu kuitenkin myös useita pitkän matkan muuttajia (mm. pikkulepakko (*Pipistrellus nathusii*), kääpiölepakko (*P. pygmaeus*), isolepakko (*Nyctalus noctula*) ja kimolepakko (*Vespertilio murinus*)), joiden Pohjois-Euroopassa ja Baltian maissa lisääntyvien populaatioiden on havaittu muuttavan säännöllisesti jopa tuhansien kilometrien matkan Keski- ja Etelä-Euroopassa sijaitseville talvehtimisalueilleen (Fleming & Eby 2003, Hutterer ym. 2005). Levinneisyydeltään muuttavat lepakkolajit kuuluvat Suomessa eteläisiin lajeihin, joiden pääasialliset lisääntymisalueet painottuvat Euroopan keskiosiin sekä Baltian maihin. Paikallisiin lajeihin verrattuna ensimmäiset havainnot muuttavista lepakkolajeista tehtiin Suomessa vasta verrattain myöhään 1900-luvun lopulla (Lehmann 1983, Siivonen & Wermundsen 2003, Salovaara 2007). Seurantalaitteiden kehittyminen on 2000-luvulla mahdollistanut pitkäaikaisempien ja aiempaa laajempien lepakkoseurantojen toteuttamisen, mikä on tuonut samalla lisätietoa myös mm. muuttavien lepakkolajien esiintymisestä Suomessa. Muuttavista lajeista erityisesti pikkulepakon tunnettu esiintymisalue on Suomessa laajentunut huomattavasti viime vuosina ja lajia tavataan Etelä- ja Länsi-Suomen rannikkoalueilla nykyisin harvalukuisena aina Vaasan korkeudelle asti (Kyheröinen ym. 2009, Hagner-Wahlsten 2011, Fritzen 2013, Ijäs ym. 2014). Lajin lisääntymisalueita ei kuitenkaan vieläkään tunneta hyvin, vaan lajista tehdyt havainnot painottuvat pääasiassa detektoriiäntyksiin.

Suomalaiset lepakkolajit lisääntyvät pääasiassa yhdyskunnissa, joiden koko voi lajista ja yhdyskunnan sijainnista riippuen vaihdella muutamista yksilöistä jopa useisiin satoihin. Tavanomaisimpien yhdyskuntien sijaintipaikkoja ovat Suomessa yleensä esimerkiksi puunkolat sekä autiot rakennukset (Vihervaara ym. 2008). Lisääntymisyhdyskunnat alkavat muodostua touko-kesäkuun vaihteessa naaraiden synnyttäessä usein kesäkuussa. Lisääntymisyhdyskunnat muodostavat pääasiassa lisääntyvistä naaraista koiraiden viettäessä itsenäisempää elämää lisääntymisyhdyskuntien ulkopuolella. Pohjois-Euroopassa öiden valoisuus sekä lyhyt pimeä ajanjakso rajoittavat keskikesällä huomattavasti lepakoiden lentoaikaa, mikä näkyy edelleen lepakoiden lentoaktiivisuudessa sekä yksilöiden elinpiirin koossa. Esimerkiksi pohjanlepakon elinpiirin on todettu vaihtelevan kevään ja alkukesän noin 20 hehtaaria syksyn jopa 66 km<sup>2</sup> (De Jong 1994, Frafjord 2013). Tutkimuksissa yön pituuden havaittiin selittävän selkeästi lepakoiden lentoaktiivisuuden lisääntymistä kesäkauden aikana. Yön pitenemisen ohella poikasten lentoonlähö vaikuttaa osaltaan myös aikuisten lentokäyttäytymiseen ja edelleen niiden lentomatkojen pituuteen (De Jong 1994). Syksy on lepakoille tärkeää aikaa talvehtimispaikan löytämisen, talvehtimiseen riittävien energiavarastojen keräämisen ja lisääntymisen kannalta (Dietz ym. 2009). Kesän loppua kohden myös kuluvan kesän poikaset itsenäistyvät ja liikkuvat kauemmas syntymäalueiltaan muiden lepakoiden mukana. Lepakoiden syksyiselle aktiivisuudelle ei ole varmaa selitystä, mutta esimerkiksi soidinkäyttäytymistä, talvehtimispaikkojen etsimistä, nuorten yksilöiden opastamista elinympäristöön sekä lepakoiden välistä tiedonvaihtoa on esitetty syiksi (Dietz ym. 2009).

Vaikka kaikki Euroopassa tavattavat lepakkolajit käyttävät ravinnokseen ensisijaisesti hyönteisiä, poikkeavat lajit niin fysiologialtaan kuin käyttäytymiseltäänkin selkeästi toisistaan (Fleming & Eby 2003). Saalistustavoiltaan lepakot voidaan luokitella karkeasti joko avoimia tai suljettuja elinympäristöjä suosiviin lajeihin. Avoimia elinympäristöjä suosivat lajit (Suomessa mm. pohjanlepakko) käyttävät ravinnokseen pääasiassa maanpinnan yläpuolella liikkuvia hyönteisiä ja ovat niin fysiologialtaan kuin äänenkäytöltään sopeutuneet liikkumaan matalakasvustoisissa ranta- ja niittyhabitaateissa, hakkuuaukoilla sekä muita lajeja useammin myös metsäalueiden yläpuolella. Näiden lajien ruumiinrakenteelle on luonteenomaista vahvat, pitkät ja suhteellisen kapeat siivet, joiden avulla lepakko pystyy saalistamaan tehokkaasti nopeasti lentäviä yöperhosia. Sen sijaan lajeilla, jotka etsivät ravintonsa pääasiassa metsärakenteen sisältä tai esim. veden pinnasta (Suomessa esimerkiksi siippalajit sekä korvayökkö), siivet ovat usein lyhyemmät ja leveämmät mahdollistaen ketterän liikkumisen tiheämmillä metsäalueilla, esteiden läheisyydessä sekä lähempänä vedenpintaa (Norberg & Rayner 1987). Äänenkäytöltään avoimien elinympäristöjen lajeja luonnehtivat usein voimakkaat, melko kapeakaistaiset kaikuluotausäänet, joiden avulla lepakko pystyy havaitsemaan myös kauempana liikkuvat saaliseläimet. Metsäympäristöjen sisällä liikkuvien lajien leveäkaistaisiin kaikuluotausääniin verrattuna kapeakaistaiset ultraäänet ovat kuitenkin resoluutioltaan heikompia, minkä vuoksi myös lajien kaikuluotautapa rajoittaa niiden kykyä liikkua tehokkaasti esimerkiksi tiheillä metsäalueilla.

Lepakoiden mahdollisuudet muuttaa pitkiä matkoja kesän lisääntymisalueiden ja talvehtimispaikkojen välillä yhdistetään usein eri lajien fysiologisiin ominaispiirteisiin (Norberg & Rayner

1987). Lepakoiden morfologia ei kuitenkaan suoraan selitä eroja lajien muuttokäyttäytymisessä, vaan myös osa Suomessa talvehtivista lajeista (mm. pohjanlepakko) jakaa muuttavien lepakkolajien ominaispiirteet fysiologian ja äänenkäytön osalta. Pohjoisilla leveyspiireillä merkittävänä syynä lepakoiden tekemille muuttomatkaille pidetään talven kylmyyttä sekä pakkaskauden pituutta, jotka rajoittavat erityisesti maanpinnan yläpuolella talvehtivien lajien selviytymismahdollisuuksia. Lepakot viettävät talven horroksessa pyrkien tällä tavoin varmistamaan kesän ja syksyn aikana kerättyjen energiavarantojen riittämisen tulevaan kevääseen asti (Lyman ym. 1982). Horroksessa lepakoiden mahdollisuudet oman ruumiinlämpönsä säätelyyn ovat rajalliset, minkä vuoksi talvehtimispaikan lämpötilan vaihtelut sekä pitkät pakkasjaksot voivat vahingoittaa horroksessa olevia lepakoita. Pohjois-Euroopassa valtaosa muuttavista lepakkolajeista kuuluu levinneisyydeltään eteläisiin lajeihin (Battersby 2010), jotka talvehtivat usein kolouissa tai kallionhalkeamissa. Maanpinnan yläpuolelle sijoittuvat talvehtimispaikat ovat huonon eristyksensä vuoksi kuitenkin alttiita yleisen lämpötilan vaihtelulle, mikä rajoittaa osaltaan puussa talvehtivien lepakoiden talvehtimismahdollisuuksia pohjoisilla leveyspiireillä (Fleming & Eby 2003). Muuttavista lajeista poiketen Suomessa talvehtivat lepakkolajit (mm. pohjanlepakko, korvayökkö, siipat) hakeutuvat horrostamaan maan alle, jossa lämpötilan vaihtelu on talvisaikaan pienempää ja ääri-ilmiöiden aiheuttamat riskitekijät talvehtimisen kannalta pienempiä (Popa-Liseanu & Voigt 2009).

Taulukko 2.1. Suomessa havaitut lepakkolajit (perustuen Kyheröinen ym. 2014). Uhanalaisluokituksen yhteydessä käytetyt lyhenteet (perustuen Liukko ym. 2010): LC = elinvoimainen (least concerned), VU = vaarantunut (vulnerable), EN = erittäin uhanalainen (endangered), NA = ei arvioitu (not applicable).

Laji	Levinneisyysalue	Uhanalaisluokitus
<b>Pohjanlepakko (<i>Eptesicus nilssonii</i>)</b>	Lähes koko maassa pohjoisinta Lappia myöten.	LC
<b>Vesisiippa (<i>Myotis daubentonii</i>)</b>	Maan etelä- ja keskiosissa vähintään 66 °N asti.	LC
<b>Viikisiippa (<i>Myotis mystacinus</i>)</b>	Maan etelä- ja keskiosissa vähintään 66 °N asti.	LC
<b>Isoviikisiippa (<i>Myotis brandtii</i>)</b>	Maan etelä- ja keskiosissa vähintään 66 °N asti.	LC
<b>Korvayökkö (<i>Plecotus auritus</i>)</b>	Maan etelä- ja keskiosissa vähintään 63–64 °N asti. Vaikean havaittavuutensa vuoksi lajin lisääntymisaluet huonosti tiedossa.	LC
<b>Pikkulepakko (<i>Pipistrellus nathusii</i>)</b>	Säännöllinen laji Suomen etelä- ja länsirannikolla. Lisääntyy Suomessa todennäköisesti vuosittain. Tiedot lajin lisääntymisalueista puutteellisia.	VU
<b>Vaivaislepakko (<i>Pipistrellus pipistrellus</i>)</b>	Yksittäisiä havaintoja erityisesti maan etelä- ja lounaisrannikolta.	NA
<b>Kääpiölepakko (<i>Pipistrellus pygmaeus</i>)</b>	Yksittäisiä havaintoja erityisesti maan etelä- ja lounaisrannikolta.	NA
<b>Isolepakko (<i>Nyctalus noctula</i>)</b>	Säännöllinen, mutta hyvin harvalukuinen laji maan eteläosissa. Lisääntymisaluet eivät tiedossa.	NA
<b>Kimolepakko (<i>Vespertilio murinus</i>)</b>	Erittäin harvalukuinen laji maan eteläosissa. Lisääntymisaluet eivät tiedossa.	NA
<b>Ripsisiippa (<i>Myotis nattereri</i>)</b>	Säännöllinen, mutta hyvin harvalukuinen laji maan etelä- ja keskiosissa. Lisääntymisaluet eivät tiedossa.	EN
<b>Lampisiippa (<i>Myotis dasycneme</i>)</b>	Yksittäisiä havaintoja lähinnä Kaakkois-Suomesta.	NA
<b>Etelänlepakko (<i>Eptesicus serotinus</i>)</b>	Yksittäisiä havaintoja lähinnä Lounais-Suomesta.	NA

### 3 TÖRMÄYSRISKIT

#### 3.1 Kuolinsyyt

Tuulivoimaloiden törmäysriskit ja niiden aiheuttamat kuolemantapaukset lisäävät osaltaan lepakoiden aikuiskuolleisuutta ja voivat tällä tavalla vaikuttaa eri lajien kannankehitykseen alueella. Tuulivoimaloiden lepakoille aiheuttamat törmäysriskit voidaan jakaa karkeasti kahteen luokkaan: 1) suorista törmäyksistä aiheutuvaan kuolleisuuteen, sekä 2) tuulivoimalan lapojen ympärille syntyvän alipaineen aiheuttamiin riskitekijöihin (nk. barotrauma, katso Baerwald ym. 2009). Suorien törmäysriskien osalta lepakoiden on havaittu törmäävän pääasiassa tuulivoimaloiden lapoihin voimalan ollessa toiminnassa, kun taas törmäyksiä paikallaan olevan voimalan tai sen muiden osien (runko, konehuone) kanssa on raportoitu vähemmän (Horn ym. 2008). Lepakot hyödyntävät suunnistaessaan korkeataajuuksisia kaikuluotausääniä, joiden avulla ne pystyvät keräämään tarkkaa tietoa lähiympäristöstään sekä potentiaalisista saalisikohteista. Ultraäänien nopea absorboituminen ilmaan ja ympäröivään kasvillisuuteen rajoittaa kuitenkin voimakkaasti niiden toimintasädettä, minkä vuoksi useimmat lepakkolajit pystyvät havaitsemaan kaikuluotausäänien avulla kohteen enimmillään 40–50 metrin päästä (Schnitzler & Kalko 2001, Stilz & Schnitzler 2012). Ultraäänien lyhyt kantomatka rajoittaa kuitenkin samalla myös lepakoiden mahdollisuuksia reagoida nopeasti liikkuviin kohteisiin, mikä voi olla osasyynä osasyylle, etteivät lepakot ehdi havaita lähestyvää lapaajoissa tai reagoida siihen ennen törmäystä (Rydell ym. 2012). Fyysisten törmäysten ohella syyksi ennakoitua suuremmille kuolleisuusluvuille on esitetty alipaineesta aiheutuvia riskitekijöitä, jotka voivat vahingoittaa tuulivoimalan läheisyydessä liikkuvaa lepakkoa ilman suoraa kontaktia voimalan kanssa. Tuulivoimalan lapa työntää liikkeessaan ilmaa edeltään synnyttäen lavan taakse alipaineen, joka voi vahingoittaa lepakon sisäelimiä (mm. keuhkot) niihin muodostuvien ilmakehien kautta (Kunz ym. 2007, Baerwald ym. 2009).

Suorien törmäysonnettomuuksien ja ilmanpaine-erojen merkityksestä lepakko-kuolemien aiheuttajana on keskusteltu viime vuosina paljon liittyen erityisesti siihen, kuinka tarkasti lepakoiden kuolinsyy on todellisuudessa mahdollista määrittää (Rollins ym. 2012, Capparella ym. 2012) sekä kuinka suuren riskitekijän lapojen ympärille syntyvät ilmanpaine-erot todellisuudessa muodostavat voimalan läheisyydessä liikkuvalla lepakolle (Houck ym. 2012). Ilmanpaine-erojen aiheuttamien kuolleisuustapausten tunnistamista ja diagnosointia vaikeuttavat osaltaan oireiden monimuotoisuus sekä lepakon kuolemaan johtaneiden tekijöiden erottaminen kuoleman jälkeisten tapahtumien (esim. pudotus, ruumiin mädäntyminen) vaikutuksista ruumiin tilaan (Rollins ym. 2012). Yleensä tuulivoimaloihin törmänneillä lepakoilla havaitaan eriasteisia luunmurtumia ym. luustovaurioita, joiden voidaan tulkita olevan seurausta suorasta iskusta tai törmäyksestä. Tutkimuksissa kuitenkin vain osan tuulivoimaloiden alta löydettyistä lepakoista on havaittu kärsivän em. oireista, kun taas muilla havaitut vammat (sisäinen verenvuoto, kudostavuriot, ilmakeuhko) eivät viittaa suoraan fyysiseen törmäykseen tuulivoimalaitoksen kanssa. Esimerkiksi Baerwaldin ym. (2009) tutkimuksessaan tarkastelemista lepakoista vain 52 % lepakoista havaittiin ulkoisia vammoja, jotka tutkijoiden mukaan selittäisivät lepakoiden kuoleman. Kuten Grodsky ym. (2009) ovat todenneet, tuulivoimaloiden alta

löydetyistä lepakoista on usein löydettävissä piirteitä niin suorasta törmäyksestä kuin barotraumastakin, minkä vuoksi oireet eivät välttämättä osoita aukottomasti kuoleman syytä.

Radiologisissa tutkimuksissa (Grodsky ym. 2009, Rollins ym. 2012) valtaosalla tuulivoimaloiden alta löytyneistä lepakoista on havaittu eriaisteisia luunmurtumia. Osa näistä on tutkijoiden mukaan kuitenkin sellaisia, ettei niitä ole mahdollista diagnosoida ilman radiologisia tutkimusvälineitä. Tästä syystä onkin mahdollista, että silmämääräinen ruumiinavaus aliarvioi suorista törmäyksistä aiheutuvien kuolemien määrää suhteessa barotraumaan (Grodsky ym. 2009). Rollins ym. (2012) tarkastelivat tutkimuksessaan tuulivoimaloiden alta löydettyjen lepakoiden vammoja suhteessa rakennuksiin törmänneisiin lepakoihin. Tässä tutkimuksessa tuulivoimaloiden alta löydetyillä lepakoilla havaittiin suhteessa enemmän erilaisia selkäranka- ja luustovaurioita, jotka viittaavat voimakkaaseen ulkoiseen tekijään tai iskuun. Sen sijaan rakennuksiin törmänneissä lepakoissa vastaavia vammoja havaittiin vain pienellä osalla tutkituista yksilöistä, minkä vuoksi luunmurtumien voidaan arvioida aiheutuneen etupäässä tuulivoimalan lavan aiheuttamasta iskusta. Rollins ym. (2012) ovatkin arvioineet, että suorat törmäykset tuulivoimalan lapojen kanssa (ja siitä aiheutuvat luusto- ja sisäelinvauriot) ovat nykyisin selkeästi barotraumaa merkittävämpi tekijä tuulivoimalan aiheuttaman kokonaiskuolleisuuden kannalta.

Tuulivoimaloiden aiheuttamia lepakkokuolemia ja niiden syitä tutkitaan nykyisin pääasiassa tuulivoimaloiden alta löydettävien lepakoiden avulla. Tarkasteltaessa eri tekijöiden (erityisesti törmäykset vs. barotrauma) merkitystä kuolleisuuden aiheuttajana epävarmuustekijä on kuitenkin se, kuinka hyvin tuulivoimalan alta löytyvät lepakot kuvaavat todellisia vaikutuksia. Kaikki joko suorasta törmäyksestä tai barotraumasta aiheutuvat vammat eivät välttämättä johda suoraan lepakon kuolemaan. Sen sijaan useiden suorankin osuman saaneista lepakoista on havaittu pystyvän vielä jatkamaan lentoaan (Horn ym. 2008), jolloin niiden huomioiminen kuolleisuuslaskennoissa on nykyisillä menetelmillä käytännössä mahdotonta. Esimerkiksi Grodsky ym. (2009) ovat tutkimuksessaan ottaneet esiin vammat lepakoiden kuuloelimissä, jotka ovat melko yleisiä tuulivoimaloiden alta löydetyillä lepakoilla. Lepakot hyödyntävät suunnistaessaan keskeisesti kuuloaistiaan, minkä vuoksi kuuloelinten vaurioituminen johtaa suurella todennäköisyydellä lepakon kuolemaan joko välittömästi tai pitkällä aikavälillä yksilön heikentyneiden suunnistus- ja saalistusmahdollisuuksien kautta.

### **3.2 Törmäysriskien alueellinen ja lajistollinen vaihtelu**

Euroopassa lepakoiden törmäyksiä tuulivoimaloiden kanssa on raportoitu 2000-luvulla kaikkiaan 20 maasta havaintojen painottuessa Keski-Eurooppaan sekä Pyreneiden niemimaalle (Rodrigues ym. 2014, katso myös Mantoiu ym. 2014). Euroopassa lepakoiden törmäysriskejä on viime vuosina tutkittu säännöllisimmin Saksassa, jossa lepakkokuolleisuutta on seurattu systemaattisesti useilla tuulivoima-alueilla aina 2000-luvun alkupuolelta lähtien (Brinkmann ym. 2006, Seiche ym. 2008, Rydell ym. 2010a, Brinkmann ym. 2011). Sen sijaan erityisesti Pohjois- ja Itä-Euroopassa systemaattisia seurantoja lepakoiden törmäysmäärien kartoittamiseksi on tähän mennessä tehty todella vähän, mikä selittää osaltaan näistä maista raportoitu-



jen yksilömäärien vähyyttä. Lepakoiden törmäysmäärien tutkiminen perustuu nykyisin ensisijaisesti tuulivoimaloiden ympäristössä toteutettaviin kuolleisuuslaskentoihin. Menetelmä on kuitenkin herkkä useille tekijöille, jotka vaikuttavat erityisesti siihen, kuinka suuri osa tuulivoimalaan törmänneistä lepakoista on mahdollista löytää maastosta. Varsinaisen lepakokuolleisuuden ohella maastosta löydettävien lepakoiden määrään vaikuttavat tutkimusten perusteella voimakkaasti myös mm. keskimääräinen laskenta-aika, kuolleiden yksilöiden häviämisenopeus, kasvillisuuden vaikutus etsintätehokkuuteen sekä lepakkokuolemien ajallinen jakautuminen eri kuukausille (Arnett ym. 2008, Korner-Nievergelt ym. 2011). Euroopassa tuulivoimaloiden törmäysriskien arvioinnissa ja kuolleisuuslaskennoissa käytetyt menetelmät poikkeavat nykyisin huomattavasti sekä maiden että yksittäisten tuulivoima-alueiden välillä, minkä vuoksi törmäysriskien suuruutta maantieteellisten alueiden välillä on nykyisen aineiston perusteella käytännössä mahdotonta arvioida.

Lepakoiden törmäysmäärät vaihtelevat tehtyjen tutkimusten perusteella voimakkaasti tuulivoima-alueiden välillä, mikä korostaa osaltaan tuulivoimaloiden sijoituspaikan merkitystä mahdollisten törmäysriskien ja niiden ehkäisemisen kannalta. Euroopassa 2000-luvulla tehdyissä tutkimuksissa lepakoiden törmäysmäärät ovat vaihdelleet karkeasti 0–41 lepakkoon voimalaa kohti (katso yhteenveto tehdyistä tutkimuksista esimerkiksi Rydell ym. 2012, Rodrigues ym. 2014). Euroopassa suurimmat lepakoiden törmäysmäärät 2000-luvulla on raportoitu alueilla, joissa tuulivoimalat on sijoitettu joko 1) topografialtaan vaihteleviin metsäympäristöihin (esim. harju- ja rinnemetsät), tai 2) suurien kosteikko- tai vesistöalueiden välittömään läheisyyteen (Rydell ym. 2012). Suurimmat törmäysmäärät on Euroopassa raportoitu Etelä-Saksasta, jossa vuosikohtaisen törmäyskuolleisuuden on arvioitu nousevan enimmillään 30–40 yksilöön voimalaa kohti. Sen sijaan avoimissa elinympäristöissä (mm. suuret maatalousalueet, nummet) törmäysriskit ovat olleet pääsääntöisesti em. alueita pienempiä kuolleisuuslukujen jäädessä usein muutamiin yksilöihin vuodessa (Rydell ym. 2012, Dubourg-Savage ym. 2011).

Lepakoiden törmäysmäärien on havaittu useissa tutkimuksissa korreloivan lepakoiden lentoaktiivisuuden ja sen ajallisen vaihtelun kanssa (Baerwald & Barclay 2009, Rydell ym. 2010a, Brinkmann ym. 2011, Amorim ym. 2012, katso kuitenkin Bach ym. 2013), ts. lepakoiden säännöllinen liikkuminen tuulivoimaloiden läheisyydessä sekä niiden toimintakorkeuksilla lisää samalla lepakoiden todennäköisyyttä törmätä lapojen kanssa. Euroopassa metsä- ja kosteikkoalueet muodostavat merkittävän lisääntymis- ja ruokailualueen suurimmalle osalle lepakkolajeista (Dietz ym. 2009), minkä vuoksi myös lepakoiden lentoaktiivisuus painottuu yleensä näiden luontotyyppien läheisyyteen (Frey-Ehrenbold ym. 2013). Metsä- ja kosteikkoalueiden läheisyydessä havaitut törmäysmäärät ovatkin todennäköisesti seurausta lepakoiden säännöllisestä liikkumisesta tuulivoima-alueella, mikä altistaa ne samalla törmäyksille tuulivoimaloiden kanssa. Kuitenkin, kuten Hein ym. (2013) ovat todenneet, eivät tuulivoimaloiden törmäysriskit rajaudu ainoastaan lepakoiden kannalta merkittäviin elinympäristöihin, vaan törmäysten todennäköisyyteen vaikuttavat myös alueen maantieteellinen sijainti, maastonmuodot sekä lepakoiden kannalta merkittävien elinympäristöjen ja niiden välisten kulkuyhteyksien (ml. muuttoreitit) sijoittuminen suhteessa tuulivoimaloihin. Esimerkiksi Pohjois-Amerikassa

törmäystapauksia havaitaan säännöllisesti Yhdysvaltojen keskiosien preeria-alueille rakennetuissa tuulivoimapuistoissa, vaikka voimat sijaitsevat lähtökohtaisesti melko etäällä lepakoitten pääasiallisista lisääntymis- ja ruokailualueista (Arnett ym. 2008, Baerwald & Barclay 2011, Hein ym. 2013). Näillä alueilla törmäysten on esitetty olevan seurausta lepakkomuutosta, jonka voimakkuutta (ja edelleen törmäysmäärien vaihtelua) selittävät paikallisten luontotyyppien sijaan alueen yleiset maastonmuodot ja niiden vaikutus lepakkomuuton ohjautumiseen (Baerwald & Barclay 2011).

Tuulivoimaloiden lepakoille aiheuttamat törmäysriskit eivät jakaudu tasaisesti lajien tai niiden yleisen esiintymisaktiivisuuden suhteen, vaan lepakoiden fysiologia sekä luonteenomainen käyttäytyminen vaikuttavat selkeästi eri lajien törmäysalttiuteen tuulivoimaloiden kanssa. Euroopassa tehdyissä tutkimuksissa (Seiche 2008, Rydell ym. 2010a, Dubourg-Savage ym. 2011, Camina 2012, Georgiakakis ym. 2012) tuulivoimaloiden törmäysriskien on havaittu keskittyvän selkeästi avoimia elinympäristöjä suosiviin lajeihin (erityisesti *Eptesicus*-, *Nyctalus*- ja *Pipistrellus*-suvun lajit). Esimerkiksi Keski- ja Pohjois-Euroopassa tehdyissä tutkimuksissa yli 95 % tuulivoimaloiden alta löydetyistä lepakoista on havaittu kuuluvan näihin lajiryhmiin (Taulukko 3.1). Avoimia elinympäristöjä suosivien lajien morfologialle on luonteenomaista pitkät ja kapeat siivet, jotka mahdollistavat nopeasti liikkuvien hyönteisten saalistamisen avoimilla paikoilla tai esimerkiksi metsäalueiden yläpuolella. Lähempänä maanpintaa sekä metsärakenteen sisäpuolella liikkuvien lajien (*Myotis*- ja *Plecotus*-suvun lajit) osuus tuulivoimaloiden alta löydetyistä lepakoista on tehdyissä tutkimuksissa jäänyt sen sijaan säännöllisesti avoimia elinympäristöjä suosivia lajeja pienemmäksi. Avomailla saalisteleviin lajeihin verrattuna näiden lajien siivet ovat usein leveämmät, minkä vuoksi ne pystyvät tehokkaammin väistämään erilaisia esteitä ja saalistamaan tällä tavoin esimerkiksi oksistossa liikkuvia hyönteisiä.

Taulukko 3.1. Tuulivoimaloiden alta löytyneiden lepakoiden jakautuminen eri lepakkosukuihin Euroopassa (aineisto perustuen Rodrigues ym. 2014). Suomessa tavattavat lepakkosuvut on taulukossa lihavoitu.

Suku	Lajimäärä	Yksilömäärä	Osuus (%)	Kuolleisuus (yks. per laji)
<b>Pipistrellus*</b>	5	3 198	65,03	639,6
<b>Nyctalus</b>	3	1 262	25,66	420,7
<b>Eptesicus**</b>	4	353	7,18	88,3
Tadarida	1	46	0,94	46
<b>Myotis***</b>	9	36	0,73	4
<b>Plecotus</b>	2	12	0,24	6
Miniopterus	1	9	0,18	9
Rhinolophus	2	2	0,04	1

\*ml. alppipikkulepakko (*Hypsugo savii*), \*\*ml. kimolepakko (*Vespertilio murinus*), \*\*\*ml. mopsilepakko (*Barbastella barbastellus*)

Erityisesti avoimia elinympäristöjä suosivat, nopealiikkeiset lepakkolajit hyödyntävät sekä lisääntymiskautensa aikana että sen ulkopuolella laajaa aluetta, minkä vuoksi niiden esiintyminen ja lentoaktiivisuus voivat vaihdella voimakkaasti mm. vuodenajan, sääolosuhteiden ja potentiaalisten ravinnonlähteiden mukaan (Dietz ym. 2009, Ciechanowski ym. 2013, Frafjord 2013, Kelm ym. 2014). Selkein esimerkki tästä ovat muuttavat lepakkolajit, jotka voivat esiintyä muuttoreittinsä läheisyyteen sijoittuvilla alueilla vain hyvin lyhyen ajanjakson kevät- ja syysmuuttokausien aikaan (Fleming & Eby 2003). Erot lajien käyttäytymisessä sekä saalistustavoissa vaikuttavat myös siihen, kuinka säännöllisesti lepakot liikkuvat tuulivoimaloiden toimintakorkeuksilla ja altistuvat tätä kautta törmäyksille niiden kanssa. Lepakoiden lentokorkeuksia ja niiden vaihtelua lajien välillä on viime vuosina tutkittu niin korkeisiin puihin, säämastoihin kuin jo toiminnassa oleviin tuulivoimaloihin kiinnitettyjen ultraäänidetektoreiden avulla (Menzel ym. 2005, Collins & Jones 2009, Bach ym. 2011a, Arlettaz ym. 2013, Müller ym. 2013). Näissä tutkimuksissa lepakoiden lentoaktiivisuuden on todettu vaihtelevan merkitsevästi eri lajiryhmien välillä siippa- ja korvayökköhavaintojen keskittyessä pääasiassa lähemmäs maan pintaa asennettuihin seurantalaitteisiin. Sen sijaan tuulivoimaloiden törmäyksille alttiita, avoimia elinympäristöjä suosivia lajeja havaitaan säännöllisesti myös korkeammalla maan pinnan yläpuolella, minkä vuoksi niiden liikkuminen myös tuulivoimaloiden törmäysriskialueella on säännöllisempää. Esimerkiksi Müller ym. (2013) havaitsivat avoimia ympäristöjä suosivien lajien (erityisesti isolepakko, pohjanlepakko, pikkulepakko) ruokailevan vanhojen metsien alueilla jopa valtaosin metsärakenteen yläpuolella, kun taas siippojen (lajeista runsaslukuisimpina eri viiksisiippalajit) havaittiin tutkimuksessa liikkuvan vain harvoin metsärakenteen yläpuolella.

Yhdysvaltalaisessa tutkimuskirjallisuudessa tuulivoimaloiden törmäysvaikutusten esitetään kohdistuvan pääasiassa muuttaviin lepakkolajeihin (Kunz ym. 2007, Kuvlesky ym. 2007, Arnett ym. 2008, Baerwald & Barclay 2011). Yleisesti tätä oletusta on perusteltu muuttavien lajien suurella osuudella tuulivoimaloiden alta löydetyistä lepakoista sekä toisaalta törmäyskuolemien painottumisella lepakoiden syysmuuton ajankohtaan loppukesällä-alkusyksyllä. Viime vuosina tehdyt tutkimukset ovat kuitenkin osoittaneet, etteivät vaikutukset kohdistu pelkästään muuttaviin lajeihin, vaan törmäysriskien kannalta merkittäviin lajeihin kuuluu myös paikallisia lajeja. Euroopassa törmäysriskien kannalta merkittäviksi arvioituista lajeista esimerkiksi vaivaislepakko ja pohjanlepakko luokitellaan nykyisin joko paikallisiin lajeihin tai lyhyen matkan muuttajiin, joiden muuttomatkat rajoittuvat yleensä enimmillään 200–400 km (Fleming & Eby 2003, Hutterer ym. 2005). Voigt ym. (2012) ja Lehnert ym. (2013) ovat tutkineet Saksassa tuulivoimaloiden alta löytyneiden lepakoiden syntyperää isotooppianalyyysien avulla. Isotooppianalyyysien perusteella tuulivoimaloiden alta löydettyjen pikkulepakoiden arvioitiin olevan peräisin Keski-Euroopan yhdyskuntien sijaan etupäässä lajin Koillis-Euroopassa sijaitsevista populaatioista, mikä tukee käsitystä lepakoiden kuolleen muuttomatkinsa aikana. Sen sijaan vaivaislepakon osalta tulokset viittaavat voimaloihin kuolleiden lepakoiden olevan peräisin tuulivoimaloiden lähiympäristön populaatioista. Sekä Euroopassa että Yhdysvalloissa muuttavat lepakkolajit kuuluvat pääasiassa avoimissa elinympäristöissä saalistaviin lajeihin, joiden fysiologiset ominaisuudet mahdollistavat lajeille ominaisen saalistuskäyttämisen ohella myös nopean ja tehokkaan matkalennon (Findley ym. 1972, Norberg & Rayner 1987).

Kuten mm. Cryan & Barclay (2009) sekä Rydell ym. (2010) ovat todenneet, lepakoiden kohonnut törmäysriski tuulivoimaloiden kanssa ei aiheudu välttämättä varsinaisesta muuttokäyttäytymisestä, vaan se voi johtua samoista fysiologisista ominaisuuksista ja elintavoista, jotka mahdollistavat myös pitkät muuttomatkat.

Vaikka lepakoiden törmäysvaikutukset kohdistuvat tehtyjen tutkimusten perusteella voimakkaasti tiettyihin lajeihin tai lajiryhmiin, voi yksittäisten lajien osuus vaihdella tuulivoimala-alueiden välillä alueen maantieteellisestä sijainnista, luontotyypeistä sekä alueella tavattavasta lepakkolajistosta riippuen (Rydell ym. 2010a, Dubourg-Savage ym. 2011, Amorim ym. 2012, Kuva 3.1). Esimerkiksi Saksassa, jossa aineistoa tuulivoimaloiden alta löytyneistä lepakoista on eniten kerätty, tuulivoimaloiden aiheuttamat törmäysvaikutukset poikkeavat lajiston suhteen tarkasteltuna toisistaan maan pohjoisosien alavien maatalousalueiden sekä maan eteläosien topografisesti vaihtelevien metsäalueiden välillä (Rydell ym. 2010a). Maatalousalueilla tuulivoimaloiden törmäysvaikutuksien kannalta merkittävimmät lajit olivat erityisesti avoimia lehtimetsä- ja kulttuuriympäristöjä suosivat iso- ja pikkulepakko. Sen sijaan siirryttäessä maan eteläosien metsävaltaisille vuoristoalueille em. lajit korvautuvat monilla tuulivoima-alueilla metsäympäristöille ominaisilla metsä- ja vaivaislepakolla (Dürr & Bach 2004, Brinkmann ym. 2006). Tämä viittaa osaltaan siihen, ettei tuulivoimaloiden törmäysvaikutuksille ole välttämättä mahdollista määritellä yksittäistä riskilajia, vaan havaittavat törmäysvaikutukset heijastelevat alueen luonteenomaista lajistoa sekä niiden keskinäisiä runsaussuhteita avoimissa elinympäristöissä saalistavien lajien osalta (Rydell ym. 2010a).

Pohjois-Euroopassa tuulivoimaloiden törmäysvaikutuksia on tutkittu tähän mennessä ainoastaan Ruotsissa, jossa Ahlen (2002) on seurannut yhden syyskauden ajan kaikkiaan 160 tuulivoimalan törmäysvaikutuksia sekä voimaloiden alta löytynyttä lintu- ja lepakkolajistoa. Tutkimuksessa tuulivoimaloiden alta löydettiin kaikkiaan 17 lepakkoa, joista kahden runsaslukuisimman lajin, pohjan- ja pikkulepakon, osuus oli kaikkiaan 76 %. Suomessa tuulivoimaloiden törmäysvaikutuksia on viime vuosina tutkittu ainoastaan Suomenlahden rannikkoalueella sekä Ahvenanmaalla, joissa on kesäkauden 2013 aikana toteutettu pilottiprojekti eri kartoitusmenetelmien toimivuuteen liittyen (Aminoff 2014). Näissä seurannoissa tuulivoimaloiden alta löydettiin lajeista ainoastaan pohjanlepakkoa, joka on Suomessa selkeästi runsaslukuisin em. avoimissa elinympäristöissä saalistavista lajeista ja jota havaitaan myös säännöllisesti tuulivoimaloiden toimintakorkeuksilla (Blomberg 2013). Suomessa tutkimuksia tuulivoimaloiden aiheuttamasta lepakkokuolleisuudesta on kuitenkin tehty tähän mennessä sen verran vähän, ettei niiden perusteella ole mahdollista arvioida laajemmin tuulivoiman aiheuttamaa lepakkokuolleisuutta.



Kuva 3.1. Esimerkkejä tuulivoimaloiden törmäysonnettomuuksien kannalta runsaslukuisimmista lajeista Euroopassa. Kaikille lepakkolajeille ei ole vielä olemassa vakiintunutta suomenkielistä nimitystä, minkä vuoksi lajit on esitetty kartassa niiden tieteellisillä nimillä. Taustakartta © ESRI

### 3.3 Törmäysriskien ajallinen vaihtelu

Ajallisesti lepakoiden törmäysonnettomuudet ovat useissa sekä Euroopassa (Dürr & Bach 2004, Rydell ym. 2010a, Amorim ym. 2012, Bach ym. 2013) että Yhdysvalloissa (Johnson ym. 2003, Arnett ym. 2008, 2009, Baerwald & Barclay 2009, 2011, Jain ym. 2011) tehdyissä tutkimuksissa keskittyneet voimakkaasti loppukesään ja alkusyksyyn, jolloin on löydetty jopa 80–90 % kaikista voimaloiden alta löytyneistä lepakoista. Erityisesti Etelä-Euroopassa törmäysriskit ja niiden ajallinen jakautuminen poikkeavat kuitenkin selkeästi tästä. Esimerkiksi Kreikan (Dubourg-Savage ym. 2011, Georkiakakis ym. 2012) ja Espanjan (Camina 2012) tuulivoimala-alueilla törmäysten on havaittu jakautuvan tasaisesti lepakoiden aktiivisuuskaudelle eikä niissä ole läheskään aina havaittavissa selkeää loppukesän kuolleisuushuippua. Erityisesti kesäkaudella törmäysriskit painottuvat Etelä-Euroopassa yleensä alueella lisääntyviin ja edelleen tuulivoimaloiden läheisyydessä ruokaileviin lepakoihin (Georkiakakis ym. 2012).

Lepakoiden loppukesän törmäyshuippujen ajankohdat käyvät sekä Pohjois-Euroopassa että Yhdysvalloissa yksiin lepakoiden muuttokausien kanssa, mikä on lajistollisten samankaltaisuuksien ohella keskeinen osatekijä tuulivoimaloiden törmäysvaikutusten sekä lepakkomuuton yhdistämiseen. Paikallisten lajien säännölliset törmäykset tuulivoimaloiden kanssa viittaavat kuitenkin siihen, ettei tuulivoimaloiden lepakoille aiheuttavia riskitekijöitä ole mahdollista rajata ainoastaan muuttaviin lajeihin, vaan niihin vaikuttavat myös tuulivoima-alueen yleiset luonnonolosuhteet sekä alueella tavattava lepakkolajisto. Rydellin ym. (2012) mukaan

varsinaisen muuttokäyttäytymisen sijaan lepakoiden fysiologiset ominaisuudet, jotka mahdollistavat myös pitkät muuttomatkat, ovat keskeinen tekijä arvioitaessa eri lajien mahdollisia törmäysriskejä. Näitä ovat esimerkiksi sopeutuminen avoimissa elinympäristöissä saalistamiseen sekä nopeaan liikkumiseen kohteiden välillä, jotka lisäävät toisaalta myös lepakon todennäköisyyttä liikkua tuulivoimaloiden törmäysriskialueella. Mm. Arnett ym. (2008) ovat esittäneet, ettei lepakko kuolemien painottuminen syksyyn välttämättä johdu varsinaisesta lepakkomuutosta, vaan siihen on syynä lepakoiden saalistusalueiden laajeneminen syksyllä ja tätä kautta tuulivoimaloiden toiminta-alueella tapahtuvien riskilentojen määrän lisääntyminen. Jatkuvat toimimiseen seurantaan perustuvissa tutkimuksissa lepakoiden liikkumisen on erityisesti avoimissa elinympäristöissä havaittu lisääntyvän säännöllisesti kesän mittaan (De Jong & Ahlen 1991, Fiedler ym. 2007, Kapfer & Aron 2007, Amorim ym. 2012, Kelm ym. 2014). Syiksi näille aktiivisuuseroille on esitetty mm. lisääntymisyhdyskuntien hajautumista, hyönteismäärien vaihtelua eri elinympäristöissä sekä lepakoiden lyhyen matkan muuttoliikettä esimerkiksi lisääntymis- ja talvehtimisalueiden välillä. Törmäysmäärien lisääntyminen ensisijaisesti lepakoiden lentoaktiivisuuden kasvun seurauksena selittää tässä yhteydessä eroja eri tuulivoimala-alueilla löydettyjen lepakoiden lajijakaumissa (erityisesti paikalliset vs. muuttavat lajit) sekä lepakoiden muuttoreittien ulkopuolella tehtyjä havaintoja merkittävistä kuolleisuustapauksista.

Vuodenajan ohella myös sääolosuhteiden on havaittu vaikuttavan voimakkaasti lepakoiden todennäköisyyksiin törmätä tuulivoimaloiden kanssa, mikä näkyy edelleen suurena vaihteluna yökohtaisissa törmäysmäärissä. Sääolosuhteiden suhteen lepakot poikkeavat selkeästi yömuutolla olevista varpuslinnuista, joiden on havaittu säännöllisesti törmäävän tuulivoimaloiden kanssa. Varpuslinnuilla suurimmat törmäysmäärät havaitaan yleensä sateisessa tai sumuisessa säässä, jolloin sääolosuhteet rajoittavat lintujen mahdollisuuksia havaita niiden lentoreitille osuvat voimat (Drewitt & Langston 2006). Lepakoilla törmäykset havaitaan sen sijaan pääsääntöisesti lämpiminä ja heikkotuulisina öinä (Arnett ym. 2008, 2009, Rydell ym. 2010a, Amorim ym. 2012), jolloin lintujen törmäysmäärät ovat yleensä vähäisiä. Erot törmäysalttiudessa lajiryhmien välillä aiheutuvat tässä yhteydessä ensisijaisesti siitä, miten ne reagoivat sääolosuhteiden muutoksiin. Varpuslintujen on havaittu usein muuttavan myös huonossa säässä (mm. sade, sumu), joka kuitenkin laskee niiden lentokorkeuksia altistaen ne törmäyksille tuulivoimaloiden kanssa (Hill ym. 2011). Sateinen sää sekä kova tuuli vähentävät sen sijaan yleensä kokonaisuudessaan lepakoiden liikkumista erityisesti avoimissa elinympäristöissä sekä metsärakenteen yläpuolella, mikä pienentää samalla niiden todennäköisyyttä törmätä tuulivoimalan lapojen kanssa. Esimerkiksi Bach ym. (2011b) ovat arvioineet lepakkoaktiivisuuden rajoittuvan avoimissa elinympäristöissä enimmillään 6–7 m/s tuulennopeuksiin. Tätä voimakkaammilla tuulilla lepakot hakeutuvat avoalueiden sijaan ruokailemaan etupäässä metsärakenteen sisään tai muuten suojaisille alueille (Bach ym. 2011a). Keskituulennopeus ei kuitenkaan yksinään riitä selittämään havaittuja törmäysmääriä, vaan niihin vaikuttavat myös muut sääolosuhteisiin vaikuttavat tekijät sekä voimalan pyörimisnopeus (Weller & Baldwin 2012). Osin sääolosuhteista ja niiden vaihtelusta johtuen tuulivoimaloiden aiheuttamien törmäyshuippujen ajankohdat voivat vaihdella suurestikin vuosien välillä (Rydell ym. 2012).

Cryan ym. (2014) ovat tutkineet lepakoiden käyttäytymistä nykyaikaisten tuulivoimaloiden läheisyydessä yhdistettyjen tutka-, lämpökamera- ja ultraääniseurantalaitteiden avulla. Tutkimuksessa lepakoiden käyttäytymisen havaittiin tuulivoimaloiden läheisyydessä muuttuvan toisaalta tuulen ja toisaalta tuulivoimalan pyörimisnopeuden suhteen. Tutkimuksessa lepakoiden havaittiin tuulisissa olosuhteissa lähestyvän tuulivoimaloita pääasiassa tuulen alapuolelta, kun tyynessä säässä lennot jakautuivat tasaisemmin voimalan eri puolille. Lisäksi tuulivoimalan pyörimisnopeuden kasvu vaikutti tutkimuksessa negatiivisesti lepakoiden taipumukseen lähestyä toiminnassa olevaa tuulivoimalaa. Hyönteisiä syövät lepakkolajit hyödyntävät saalistaessaan korkeataajuuksisia kaikuluotausääniä. Kaikuluotausäänien nopea absorboituminen ilmaan rajoittaa kuitenkin niiden toimivuutta pitkillä etäisyyksillä, minkä vuoksi lepakot pystyvät havainnoimaan kaikuluotauksen avulla enimmillään 20–40 metrin etäisyydellä olevia kohteita (Stiltz & Schnitzler 2012). Avoimissa ympäristöissä lepakot hyödyntävät suunnistaessaan kuitenkin myös näköaistiaan, jonka avulla ne pystyvät havaitsemaan myös kauempana olevat kohteet (Holland 2007, Cryan 2008). Cryan ym. (2014) esittävät lepakoiden pystyvän tarkkailemaan myös ilmavirtauksia ja hakemaan niiden avulla sekä tuuliolosuhteiden kannalta optimaalisia saalistusalueita (luonnossa esimerkiksi suojaisat metsänreunat ja kalliojyrkänteet). Metsäalueilla lepakoiden on havaittu suosivan lisääntymispaikkoinaan vanhimpia ja korkeimpia puita (Kalcounis-Rüppell ym. 2005), jotka voivat Cryanin (2008) mukaan toimia eräänlaisina kiintopisteinä erityisesti puissa lisääntyville lepakkolajeille. Vaikka tuulivoimalat eivät sellaisenaan muistuta puita, voivat ne Cryanin ym. (2014) mukaan synnyttää erityisesti tyynessä tai heikkotuulisessa säässä vastaavia ilmavirtauksia kuin suuret puut, mikä (yhdessä tuulivoimalan horisontin yläpuolisen silhuetin kanssa) saa lepakot hakeutumaan niiden läheisyyteen potentiaalisten ravintokohteiden, pariutumiskumppaneiden tai päiväpiilopaikkojen toivossa. Tuulivoimaloiden ohella lepakoiden lentoaktiivisuuteen on havaittu lisääntyvän loppukesällä-alkusyksyllä voimakkaasti myös mm. matkapuhelinmastojen ympäristössä (Jameson & Willis 2014), mikä tukee osaltaan käsitystä korkeudeltaan muusta ympäristöstä poikkeavien kohteiden lepakoihin houkuttelevasta vaikutuksesta.

Rydell ym. (2010b) ovat esittäneet korkealla kulkevaa hyönteismuuttoa mahdolliseksi tekijäksi, joka lisää lepakoiden liikkumista tuulivoimaloiden toimintakorkeudella (ja tätä kautta edelleen törmäysriskejä) erityisesti loppukesän lämpiminä öinä. Euroopassa valtaosan yöaikaan muuttavista hyönteisistä muodostavat suurikokoiset yökköset (heimo *Noctuidae*), joiden esiintyminen painottuu tutkaseurantojen perusteella 200–800 metrin korkeuteen (Chapman ym. 2008, Wood ym. 2009). Voimakkainta hyönteisten yövaellus on erityisesti loppukesällä lämpimien korkeapaineiden vallitessa. Vaikka hyönteismuuton ajankohta sekä sitä suosivat keliolosuhteet käyvät yksiin lepakoiden törmäyksien kannalta vallitsevien sääolosuhteiden kanssa, ei syy-seuraus -suhdetta ole näiden tekijöiden välille pystytty vielä osoittamaan. Esimerkiksi Cryan ym. (2014) arvioivat keräämänsä ultraääniaineiston perusteella, että vain pieni osa lepakoihin todellisuudessa ruokailisi tuulivoimaloiden läheisyydessä. Toisaalta Cryan ym. (2014) toteavat myös, ettei selkeiden ruokailuäänien puuttuminen vielä takaa sitä, etteivät lepakot liikkuisi tuulivoimaloiden läheisyydessä löytääkseen ruokaa.

### 3.4 Tuulivoimaloiden rakenteellisten tekijöiden vaikutus törmäysriskeihin

Tuulivoimaloiden rakenteellisten tekijöiden merkitystä lepakoiden törmäysriskien kannalta on viime vuosina pyritty selvittämään useissa tutkimuksissa. Erityisesti näiden tutkimusten tavoitteena on ollut kartoittaa sitä, onko tuulivoimaloiden rakenteellisilla ratkaisuilla merkitystä törmäysriskien kannalta sekä voidaanko teknistä suunnittelua tätä kautta hyödyntää niiden ehkäisemisessä (Taulukko 3.2). Lepakoiden on tutkimuksissa havaittu lähestyvän säännöllisesti sekä paikallaan että toiminnassa olevia tuulivoimaloita (Ahlen 2002, Horn ym. 2008, Cryan ym. 2014), minkä vuoksi voimalan toimintansa aikana synnyttämät äänet tai valot tuskin näyttelevät merkittävää osaa lepakoiden törmäysriskien kannalta. Sen sijaan, kuten Jameson & Willis (2014) ovat todenneet, jo voimalan hahmo saattaa riittää houkuttelemaan alueella liikkuvia lepakoita eikä tähän käyttäytymismalliin ole välttämättä mahdollista vaikuttaa voimaloiden teknisillä ratkaisuilla. Yleensä suurimmat törmäysriskit on tutkimuksissa havaittu suhteessa korkeammilla tuulivoimaloilla, mikä tukee osaltaan käsitystä tuulivoimaloiden toimimisesta eräänlaisena maamerkinä maanpinnan yläpuolella liikkuville lepakoille. Lepakoista poiketen tuulivoimalan napakorkeuden ei ole havaittu vaikuttavan yhtä selkeästi esimerkiksi yömuuttavien varpuslintujen törmäysriskeihin (Barclay ym. 2007), mikä kuvaa osaltaan eroja lintujen ja lepakoiden törmäyksiä selittävässä tekijöissä. Cryan ym. (2014) ovat havainneet lepakoiden jäävän säännöllisesti tutkimaan niiden lentoreitille tai sen läheisyyteen osuvaa tuulivoimalaa, kun taas varpuslinnuilla liike on usein suoraviivaisempaa eivätkä ne reagoi yhtä selkeästi voimalan olemassaoloon.

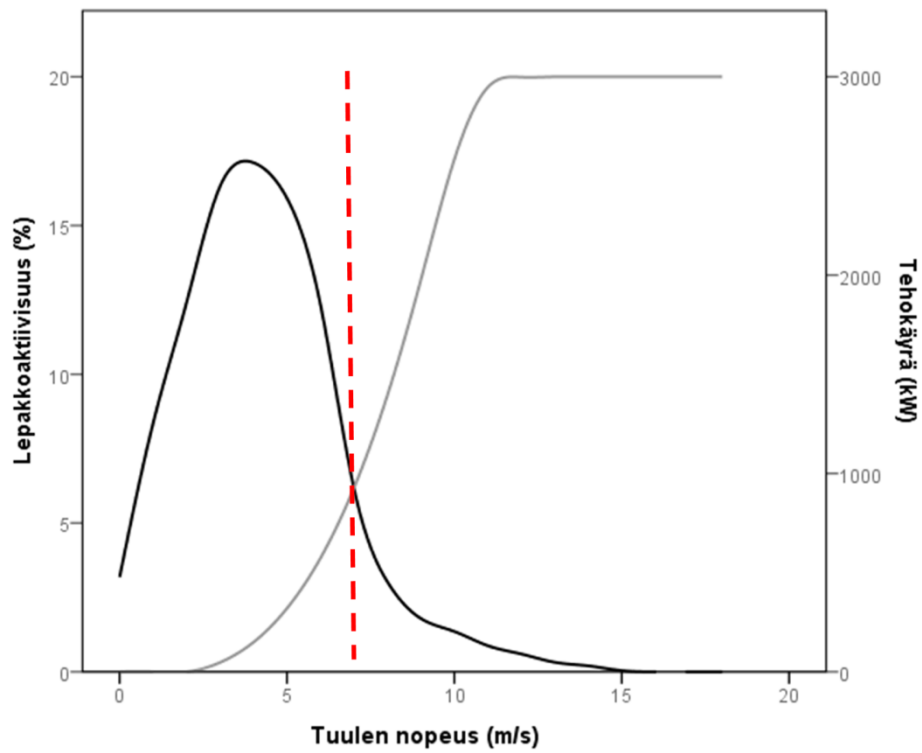
*Taulukko 3.2. Tuulivoimaloiden rakenteellisten ja operationaalisten tekijöiden vaikutus lepakoiden törmäysmääriin. Tuulivoimaloiden vaikutukset on taulukossa luokiteltu seuraavasti: + = vaikuttaa törmäysmääriin, +- = tulokset ristiriitaisia, - = ei vaikutusta, ? = ei tutkittua tietoa.*

Ominaisuus	Merkitys	Lähde
Lavan pituus (pyyhkäisyalueen koko)	+-	Barclay ym. 2007, Georkiakakis ym. 2012, Rydell ym. 2012
Tornin korkeus	+	Barclay ym. 2007, Arnett ym. 2008, Georkiakakis ym. 2012, Rydell ym. 2012
Pyörimisnopeus	+	Horn ym. 2008, Cryan ym. 2014
Tuulivoimalan käynnistymisnopeus	+	Baerwald ym. 2009, Arnett ym. 2011
Lentoestevalot	-	Johnson ym. 2004, Arnett ym. 2008, Horn ym. 2008, Jain ym. 2011, Bennett & Hale 2014
Äänet ja/tai sähkömagneettiset kentät	-	Rydell ym. 2012
Väriyty	?	Long ym. 2011



Varsinaisten rakenteellisten ratkaisujen sijaan tuulivoimaloiden lepakoille aiheuttamia törmäysriskejä on onnistuttu ehkäisemään viime vuosina monilla tuulivoima-alueilla rajoittamalla voimaloiden käyttöä lepakoiden törmäysriskien kannalta alttiimpina ajankohtina tai vuodenaikoina (Baerwald ym. 2009, Arnett ym. 2010, Arnett ym. 2013a). Yleensä tehokkain toimintamuoto on tehdyissä tutkimuksissa ollut tuulivoimaloiden käynnistysnopeuden nostaminen tavanomaisesta 3–5 m/s keskituulennopeudesta 6–7 m/s, mikä vähentää usein merkittävästi tuulivoimalan käyttöaikaa suhteessa lepakoiden lentoaktiivisuuteen (Kuva 3.2). Rajoittamalla tuulivoimaloiden käyttöaikaa em. heikkotuulisina öinä tai ajankohtina on tuulivoimaloihin törmänneiden lepakoiden määriä pystytty vähentämään parhaimmillaan jopa 60–90 % (Arnett ym. 2013a, Lagrange ym. 2013). Vaikka nykyaikaiset tuulivoimalat käynnistyvät usein jo heikoilla tuulilla, saavuttavat ne tuotantohuippunsa yleensä vasta voimakkaammilla, yleensä 10–12 m/s keskituulennopeuksilla. Tästä syystä voimalan käynnistymisnopeuden kasvattaminen ei välttämättä rajoita merkittävästi tuulivoiman pitkän aikavälin sähköntuottoa, mikä vähentää samalla toimenpiteen kustannuksia energiayhtiön näkökulmasta. Esimerkiksi Arnett ym. (2011) ovat arvioineet tuulivoimalan käynnistymisnopeuden nostamisen rajoittavan voimalan vuosittaista sähköntuottoa vain alle prosentin suhteessa tuulivoimalan normaaliin käyttöön, jossa lepakoita ei oteta erikseen huomioon.

Operationaalisten ratkaisuiden ohella lepakoiden törmäysriskejä on 2000-luvulla pyritty ehkäisemään myös erilaisten teknisten häirintälaitteiden avulla, joiden tavoitteena on muokata tuulivoimaloiden ympäristöä lepakoiden kannalta vähemmän houkuttelevaksi ja ohjata tällä tavoin niiden liikkumista pois voimalan törmäysriskialueelta. Viime vuosina lepakoiden liikkumista on pyritty ohjaamaan mm. voimakkaiden ultraäänien (Johnson ym. 2012, Arnett ym. 2013b) sekä tutkaseurantalaitteilla tuotettujen sähkömagneettisten kenttien (Nicholls & Racey 2007) avulla. Arnett ym. (2013) havaitsivat tuulivoimaloihin kiinnitettyjen ultraäänilähteiden vähentävän voimalan aiheuttamaa lepakokuoletta 20–50 % kontrollivoimaloihin verrattuna. Ultraääniin perustuvien häirintälaitteiden keskeinen ongelma on kuitenkin korkeiden ääniaaltojen nopea vaimeneminen ilmassa, mikä rajoittaa häirintälaitteen tehoa erityisesti kauempana varsinaisesta äänilähteestä (esim. tuulivoimalan lapojen kärjessä). Vaikka tulokset ovat em. menetelmien osalta olleet lupaavia, ovat häirintälaitteet kuitenkin vasta kokeiluasteella eikä niiden toimivuudesta erilaisissa olosuhteissa ole vielä olemassa kattavasti tietoa (Arnett ym. 2013b). Lisäksi, kuten Amorim ym. (2012) ovat todenneet, riski häirintälaitteiden käytössä on se, että ne voivat tuulivoimaloiden ympäristössä liikkuvien lepakoiden ohella vaikuttaa myös alueen muuhun eliölajistoon heikentyneen lisääntymismenestyksen kautta.



Kuva 3.2. Periaatekuva lepakkohavaintojen (musta viiva) ja 3 MW tuulivoimalan tehokäyrän (harmaa) suhteesta tuulen nopeuteen. Kuvan esimerkissä punainen viiva esittää tuulen nopeuden raja-arvoa (7 m/s), jota heikommilla tuulilla havaitaan 90 % lepakoiden lentoaktiivisuudesta.

#### 4 TUULIVOIMAN EPÄSUORAT VAIKUTUKSET LEPAKOIHIN

Törmäysriskien ohella tuulivoimaloiden rakentaminen voi vaikuttaa alueen lepakkolajistoon myös välillisesti mm. elinympäristömuutosten, elinympäristöjen pirstoutumisen sekä erilaisten häiriötekijöiden (ml. ihmistoiminta) lisääntymisen kautta. Tuulivoimarakentamisen yhteydessä elinympäristöä muuttavia tekijöitä ovat varsinaisten tuulivoimaloiden ohella voimaloiden edellyttämän sähkönsiirto- ja huoltotieverkon rakentaminen, jotka luonnonympäristöissä edellyttävät käytännössä aina maanmuokkaustoimia sekä mahdollisia kasvillisuuden ja puuston poistoja. Törmäysriskeihin verrattuna tuulivoimarakentamisen välillisiä vaikutuksia kohdealueen lepakoihin on tutkittu huomattavasti vähemmän ensisijaisesti tutkimuksen käytännön toteutukseen liittyvien haasteiden vuoksi. Törmäysriskeistä poiketen tuulivoimaloiden välilliset vaikutukset kohdistuvat pääasiassa lepakoiden käyttäytymiseen, minkä vuoksi ne voivat tulla esiin lajin alueellisessa esiintymisessä vasta hyvinkin pitkällä aikavälillä varsinaisten rakentamistoimien päättymisen jälkeen. Kuten Rydell ym. (2012) ovat todenneet, tuulivoimaloiden epäsuorien tai välillisten vaikutusten todentaminen edellyttäisi tästä syystä nykyistä tarkempaa tietoa alueella esiintyvistä lepakkolajistosta sekä eri lajeille luonteenomaisesta käyttäytymisestä, jotta tuulivoimaloiden aiheuttamat muutokset oli mahdollista erottaa lajinsisäisestä vaihtelusta sekä muista lepakoihin vaikuttavista tekijöistä (metsätalous, alueen muu maankäyttö jne.).

Kuinka paljon tuulivoimarakentaminen vaikuttaa lepakoiden käyttäytymiseen, riippuu keskeisesti alueen luonnon nykytilasta ja nykyisestä maankäytöstä. Rakennettaessa voimaloita metsävaltaisille alueille ym. luonnonympäristöihin, joilla jatkuvaa ihmiskäyttöä ei nykyisin ole, rakentamistoimien aiheuttamat muutokset alueen nykytilaan ovat usein suurempia, koska voimaloiden toteuttamista tukevia perusrakenteita (esimerkiksi avoalueet voimaloiden pystytystä varten) ei usein ole valmiiksi olemassa. Nostokenttien sekä voimajohtolinjojen toteuttamiseksi kasvillisuutta joudutaan usein poistamaan laajaltakin alueelta. Sen sijaan maatalousympäristöissä tuulivoimaloiden rakentamisalueet ovat usein jo jatkuvassa ihmiskäytössä, minkä vuoksi voimaloiden rakentaminen ei useinkaan merkittävällä tavalla muuta alueen nykyisiä maankäyttötapoja tai lisää esim. ihmistoiminnasta lepakoihin kohdistuvia häiriötekijöitä. Elinympäristömuutosten ohella potentiaalisia vaikutusten aiheuttajia voivat olla esimerkiksi ihmistoiminnasta aiheutuvan melun lisääntyminen, valaistusolosuhteiden muutokset tai lisääntynyt liikenne tuulivoima-alueella, joiden kaikkien tiedetään yleisesti vaikuttavan lepakoihin ja niiden esiintymiseen (Fure 2006, Schaub ym. 2008, Gaisler ym. 2009, Stone ym. 2009, Berthinussen ym. 2012, Bunkley ym. 2014).

Eri lepakkolajit poikkeavat sekä elinympäristövaatimustensa että saalistuskäyttäytymisensä suhteen toisistaan, minkä vuoksi ne myös reagoivat eri tavalla metsäluonnon muutoksiin sekä metsäalueiden pirstoutumiseen. Lepakoista metsien pirstoutuminen ja metsälaikkujen koon pieneneminen vaikuttavat yleensä voimakkaimmin metsärakenteen sisäpuolella saalistaviin lajeihin (mm. useat siippalajit, korvayökkö), jotka välttelevät liikkumista avoimilla paikoilla ja joiden mahdollisuudet hyödyntää toisistaan eristyneitä metsälaikkuja ovat tästä syystä rajatummalla (Celuch & Kropil 2008, Duchamp & Swihart 2008, Vihervaara ym. 2008, Medlin ym.

2010). Sen sijaan avoalueita suosivat lajit (Suomessa mm. pohjanlepakko) ovat lentotapansa sekä äänenkäyttönsä puolesta sopeutuneet liikkumaan myös avoimissa elinympäristöissä, minkä vuoksi ne pystyvät siippoja tehokkaammin hyödyntämään myös pienempiä ja eristyneempiä metsäkohteita (De Jong 1995, Johansson & De Jong 1996).

Useiden lepakkolajien (ml. sekä avoimien että suljettujen elinympäristöjen lajeja) on havaittu suosivan metsien sisäosien sijaan niiden harvapuustoisempia reuna-alueita sekä metsän ja avohakkuualan välistä rajapintaa (Walsh & Harris 1996, Grindal & Brigham 1999). Erityisesti varttuneemmissa ja vanhoissa metsissä puuston tiheys voi rajoittaa lepakoiden liikkumista metsän sisäosissa (Gehrt & Chelsvig 2003, Müller ym. 2013), mikä on yksi mahdollinen osasyynä niiden hakeutumiseen metsien harvapuustoisten reuna-alueiden läheisyyteen sekä metsärakenteen yläpuolelle (erityisesti avoalueita suosivat lajit). Reunavaikutuksen vuoksi tuulivoimat ja niiden edellyttämät hakkuut ja kasvillisuuden raivaustoimet saattavat paikoitellen jopa lisätä lepakoiden aktiivisuutta tuulivoima-alueella lepakoiden saalistukseen soveltuvien reuna-alueiden ja metsärakenteen monipuolistumisen myötä (Rodrigues ym. 2008). Toisaalta lepakoiden lentoaktiivisuuden lisääntyminen tuulivoimaloiden rakentamisalueiden läheisyydessä voi kuitenkin lisätä erityisesti avoimia elinympäristöjä suosivien lajien törmäysriskejä, mikäli rakentamistoimet ohjaavat niiden lentokäyttäytymistä lähemmäs voimaloita potentiaalisten ruokailualueiden (metsien reuna-alueet, teiden varret) lisääntymisen myötä.

Lepakoiden käyttäytymistä tuulivoima-alueella voimaloiden rakentamisen jälkeen ei ole juurikaan tutkittu, minkä vuoksi tuulivoimaloiden epäsuoria vaikutuksia esimerkiksi lepakoiden lisääntymis- ja ruokailualueisiin ei nykyisin ole mahdollista yksityiskohtaisesti arvioida. Bach & Rahmel (2004) ovat esittäneet Bachin (2002) tekemään tutkimukseen perustuen, että lepakoiden reagoiminen niiden saalistusalueille tuleviin tuulivoimaloihin voi vaihdella huomattavastikin lajien välillä. Em. tutkimuksessa erityisesti etelänlepakon (*Eptesicus serotinus*) kesäaikaisen lentoaktiivisuuden havaittiin vähentyneen tuulivoima-alueella voimaloiden rakentamisen jälkeen, mikä viittaa lajin ainakin osin välttelevän aluetta tuulivoimarakentamisesta johtuen. Sen sijaan vaivaislepakolla vastaavaa eroa ei havaittu, vaan lajin esiintyminen pysyi alueella koko seurantakauden ajan lähes vakiona. Vastaavasti Millon ym. (2015) ovat havainneet lepakoiden lentoaktiivisuuden jäävän maatalousalueille rakennettujen tuulivoimaloiden läheisyydessä pienemmäksi elinympäristöiltään vastaaviin vertailualueisiin verrattuna. Molemmat tulokset viittaavat siihen, että tuulivoimaloiden toteuttaminen voi vaikuttaa myös lepakoiden yleiseen liikkumiseen tuulivoima-alueella. Lepakoiden käyttäytymiseen liittyvien tutkimusten kannalta ongelma on kuitenkin se, ettei muutoksen aiheuttajaa tai sen perimmäistä syytä ole käytännössä mahdollista tunnistaa. Kuten Rydell ym. (2012) toteavat, mahdolliset syyt voivat tässä yhteydessä liittyä varsinaiseen tuulivoimarakentamiseen (voimaloiden aiheuttama melu, valaistus, elinympäristömuutokset), mutta voivat yhtä hyvin olla seurausta tuulivoima-alueen muusta maankäytöstä tai esimerkiksi läheisen yhdyskunnan siirtymisestä muualle.

## 5 TUULIVOIMALOIDEN RISKITEKIJÄT SUOMESSA

Tuulivoimaloiden vaikutukset lepakoihin ovat herättäneet 2000-luvun alussa huomiota sekä Yhdysvalloissa että Euroopassa ennakoitua suurempien törmäysvaikutusten vuoksi. Lepakoiden törmäyskuolleisuutta onkin viime vuosina tutkittu runsaasti, minkä vuoksi törmäysten kannalta merkittävistä lajeista sekä törmäysten syistä on viime vuosina saatu paljon lisätietoa. Kaikki Euroopassa tavattavat lepakkolajit kuuluvat luontodirektiivin (92/43/ETY) liitteen IV(a), joiden lisääntymis- ja levähdyspaikkojen hävittäminen ja heikentäminen on luonnonsuojelulain 49 § nojalla kielletty. Tästä syystä ympäristöviranomaiset edellyttävät nykyisin käytännössä kaikilta tuulivoimahankkeilta lepakoihin kohdistuvien vaikutusten arviointia sekä tarvittaessa alueen lepakkolajiston kartoittamista osana suunnitteluprosessia. Tuulivoimarakentamisen lisääntymisestä huolimatta tuulivoimaloiden vaikutuksia lepakoihin on sekä Suomessa että muualla Pohjois-Euroopan alueella tutkittu vähän. Tästä syystä mm. suunniteltujen hankkeiden vaikutusten arvioinnissa joudutaan pääsääntöisesti tukeutumaan muualla Euroopassa tehtyihin tutkimuksiin.

	A) Törmäysriskit	B) Elinympäristömuutokset
	Laji	Laji
	Pohjanlepakko ( <i>Eptesicus nilssonii</i> )	Viiksisiiippa ( <i>Myotis mystacinus</i> )
	Vesisiippa ( <i>Myotis daubentonii</i> )	Isoviiksisiiippa ( <i>Myotis brandtii</i> )
Yleiset	Viiksisiiippa ( <i>Myotis mystacinus</i> )	Ripsisiippa ( <i>Myotis nattereri</i> )
	Isoviiksisiiippa ( <i>Myotis brandtii</i> )	Korvayökkö ( <i>Plecotus auritus</i> )
	Korvayökkö ( <i>Plecotus auritus</i> )	Pohjanlepakko ( <i>Eptesicus nilssonii</i> )
	Ripsisiippa ( <i>Myotis nattereri</i> )	Vesisiippa ( <i>Myotis daubentonii</i> )
	Pikkulepakko ( <i>Pipistrellus nathusii</i> )	Pikkulepakko ( <i>Pipistrellus nathusii</i> )
	Vaivaislepakko ( <i>Pipistrellus pipistrellus</i> )	Vaivaislepakko ( <i>Pipistrellus pipistrellus</i> )
	Kääpiölepakko ( <i>Pipistrellus pygmaeus</i> )	Kääpiölepakko ( <i>Pipistrellus pygmaeus</i> )
	Isolepakko ( <i>Nyctalus noctula</i> )	Isolepakko ( <i>Nyctalus noctula</i> )
	Kimolepakko ( <i>Vespertilio murinus</i> )	Kimolepakko ( <i>Vespertilio murinus</i> )
	Lampisiippa ( <i>Myotis dasycneme</i> )	Lampisiippa ( <i>Myotis dasycneme</i> )
	Etelänlepakko ( <i>Eptesicus serotinus</i> )	Etelänlepakko ( <i>Eptesicus serotinus</i> )
Harvalukuiset		

Kuva 5.1. Suomen lepakkolajisto sekä lajien arvioitu herkkyys tuulivoimaloiden A) törmäysvaikutuksille, sekä B) voimaloiden rakentamisesta aiheutuville elinympäristömuutoksille (ml. häirintä). Kuvassa vaikutusten kannalta herkimät lajit on luokiteltu punaisella, yleiset mutta vaikutusten kannalta todennäköisesti vähemmän herkät lajit keltaisella, sekä lajit, joiden harvalukuisuus rajoittaa niihin kohdistuvia vaikutuksia, vihreällä.

Suomessa suunnittelujärjestelmä ohjaa tuulivoimarakentamista pääasiassa asumattomille metsä- ja suoalueille kauas ihmistoiminnassa olevista alueista (Ympäristöministeriö 2012). Tuulivoimaloiden rakentaminen luonnonympäristöihin lisää kuitenkin samalla luontoon ja eliölaistoon (ml. lepakot) kohdistuvien vaikutusten riskiä. Metsävaltaisille alueille rakennettaessa tuulivoimaloiden lepakkovaikutukset aiheutuvat ensisijaisesti 1) voimaloiden aiheuttamasta törmäyskuolleisuudesta (törmäysriskit, kappale 3), sekä 2) tuulivoimaloiden rakentami-

sen ja toiminnan vaikutuksista lepakoiden käyttäytymiseen ja elinalueisiin (epäsuorat vaikutukset, kappale 4). Suomessa tavattavat lepakkolajit eroavat käyttäytymiseltään selkeästi toisistaan, minkä vuoksi myös niiden herkkyyks on erilainen (Kuva 5.1).

Tuulivoimaloiden lepakoille aiheuttamat törmäysriskit painottuvat Euroopassa avoimia elinympäristöjä suosiviin lajeihin, joista Suomessa runsaslukuisimpana tavataan erityisesti pohjanlepakkoa ja pikkulepakkoa (Kuva 5.1.A, Liite 1). Pohjanlepakko on Pohjois-Euroopan laajimmalle levinnyt lepakkolaji, jonka esiintymisalueet kattavat nykyisin koko Suomen aina Tunturi-Lappia myöten. Yksilömäärillä mitattuna pohjanlepakko on todennäköisesti tuulivoimaloiden törmäysten suhteen runsaslukuisin laji Suomessa, mitä tukevat osin mm. Ahlenin (2002) ja Aminoffin (2014) tekemät havainnot tuulivoimaloiden alta löydettyistä lepakoista. Suomessa tuulivoimahankkeet sijoittuvat nykyisin pääasiassa pohjanlepakon kannalta potentiaalisiin elinympäristöihin (rikkonaiset, havupuuvaltaiset metsä- ja suoalueet), minkä vuoksi laji esiintyy todennäköisesti valtaosalla suunnitelluista tuulivoima-alueista. Esimerkiksi Satakunnassa pohjanlepakkoa on viime vuosina havaittu kaikissa lepakkoselvityksissä, joita tuulivoimasuunnittelun yhteydessä on maakunnassa tehty (Taulukko 5.1).

Pohjanlepakko on elinympäristövaatimustensa suhteen sopeutuvainen ja sitä tavataan usein hyvinkin erilaisissa elinympäristöissä (Haupt ym. 2006, Kosonen 2008, Dietz ym. 2009). Tästä syystä laji ei todennäköisesti ole erityisen herkkä tuulivoimarakentamisen aiheuttamille elinympäristömuutoksille (pl. mahdollisten lisääntymis- ja talvehtimispaikkojen häviäminen), vaan törmäysriskit ja niiden aiheuttama aikuiskuolleisuus ovat pohjanlepakon kannalta tärkein vaikutusmekanismi. Pohjoisilla leveyspiireillä yön pituus rajoittaa yleisesti lepakoiden lentoaktiivisuutta, mikä näkyy osaltaan lepakoiden (mm. pohjanlepakko) saalistusalueiden painottumisena keskikesällä usein lisääntymis- ja päiväpiilopaikkojen välittömään läheisyyteen (Frafjord 2013). Loppukesällä lepakoiden yleinen lentoaktiivisuus ja niiden tekemät lentomatkat sen sijaan kasvavat avoalueita suosivien lajien hakeutuessa säännöllisemmin saalistamaan myös avoimiin elinympäristöihin (De Jong & Ahlen 1991) sekä metsärakenteen yläpuolelle (Ijäs 2012, Müller ym. 2013, Reers & Brinkmann 2013). Pohjanlepakolla syksyn aktiivisuushuippu jakautuu yleensä melko tasaisesti heinäkuun alun-syyskuun puolivälin väliselle ajanjaksolle, joka on törmäystapausten kannalta todennäköisesti riskialttein aika.

Taulukko 5.1. Tuulivoimahankkeiden lepakkoselvityksissä havaitut lajit Satakunnassa vuosina 2011–2013. Taulukossa on tarkasteltu erikseen, mitä lajeja selvityksissä on havaittu aktiivi- ja passiiviseurantamenetelmillä sekä kuinka suuressa osassa selvityksiä eri kartoitusmenetelmiä on käytetty. Taulukossa tarkastellut hankkeet (15) ja niiden lepakkoselvitykset on esitetty liitteessä 2.

	Aktiivikartoitus (100 %, 15/15)	Passiiviseuranta* (20 %, 3/15)
<b>Pohjanlepakko (<i>Eptesicus nilssonii</i>)</b>	100 % (15/15)	100 % (3/3)
<b>Viiksi/isoviiksiippa (<i>Myotis mystacinus/brandtii</i>)**</b>	60 % (9/15)	0 % (0/15)
<b>Vesisiippa (<i>Myotis daubentonii</i>)**</b>	33 % (5/15)	0 % (0/15)
<b>Siippalaji (ml. lajilleen määritetyt)**</b>	93 % (14/15)	100 % (3/3)
<b>Pikkulepakko (<i>Pipistrellus nathusii</i>)</b>	0 % (0/15)	100 % (3/3)
<b>Vaivaislepakko (<i>Pipistrellus pipistrellus</i>)</b>	0 % (0/15)	33 % (1/3)
<b>Isolepakko (<i>Nyctalus noctula</i>)</b>	0 % (0/15)	33 % (1/3)

\* jatkuvatoimisten automaattidetektoreiden avulla, \*\* siipat eroavat ultraääniltään vain vähän toisistaan, eikä niitä kaikissa selvityksissä ole määritetty lajilleen

Pohjanlepakosta poiketen pikkulepakon esiintymisalue on Suomessa huomattavasti rajatumpi ja lajia tavataan nykyisin runsaslukuisimpana erityisesti rannikkoalueiden tuntumassa (Ijäs ym. 2014). Törmäysriskien kannalta pikkulepakko tulisikin pohjanlepakon ohella ottaa korostetusti huomioon erityisesti Itämeren rannikkoalueiden tuntumaan sijoittuvilla tuulivoima-alueilla. Pohjois-Euroopassa Itämeren rannikkoalueet keskittävät Euroopan keskiosiin suuntautuvaa lepakkomuuttoa (Rydell ym. 2014), mikä selittää todennäköisesti osin myös pikkulepakon esiintymisen keskittymistä Suomessa rannikkolinjojen läheisyyteen. Pikkulepakon lisääntymisalueita ei ole Suomessa pystytty tarkasti kohdentamaan paria kohdetta lukuun ottamatta (Hagner-Wahlsten & Kyheröinen 2008, Hagner-Wahlsten & Karlsson 2010). Lajista tehdään kuitenkin vuosittain runsaasti havaintoja niin rannikolta kuin sisämaastakin, mikä viittaa siihen, että laji saattaa jo nykyisin lisääntyä paikoitellen Suomen etelä- ja lounaisosissa. Elinympäristövaatimuksiltaan pikkulepakko on erityisesti rehevien lehtimetsä- ja kulttuuriympäristöjen laji, jonka on useissa tutkimuksissa havaittu suosivan saalistusalueinaan kosteikoita ja niiden rantametsiä (Flaquer ym. 2009, Gelhaus & Zahn 2010). Mikäli tuulivoimaloita suunnitellaan em. elinympäristöihin tai niiden välittömään läheisyyteen, tulisi myös pikkulepakon mahdollinen esiintyminen ottaa huomioon osana tuulivoimasuunnittelua sekä sen yhteydessä laadittavia lepakkoselvityksiä. Pikkulepakko on Suomen lajien uhanalaisuusarvioinnissa (Liukko ym. 2010) määritelty vaarantuneeksi (VU), minkä lisäksi laji on sisällytetty luonnonsuojeluasetuksen perusteella uhanalaisiin lajeihin. Perusteena lajin uhanalaisuudelle on arvioinnissa käytetty etupäässä lajin rajallista esiintymisaluetta sekä pientä populaatiokokoa, jotka tekevät lajista herkän satunnaistekijöistä aiheutuville kannanmuutoksille. Rajallisen esiintymisensä suhteen

pikkulepakko onkin Suomessa todennäköisesti herkempi yksittäisten, huonosti sijoitettujen tuulivoimahankkeiden aiheuttamille riskitekijöille kuin pohjanlepakko, jota tavataan nykyisin lähes kaikilla metsäalueilla ja jolle useiden hankkeiden yhteisvaikutukset muodostavat merkittävämmän vaikutusmekanismiin.

Pikku- ja pohjanlepakosta poiketen siipat ja korvayökkö saalistavat pääasiassa metsäalueiden sisällä lajien välttellessä sen sijaan selkeästi avoimia alueita. Tästä syystä Suomeen suunnitellut tuulivoimalat eivät todennäköisesti aiheuta merkittävää törmäysriskiä niiden kannalta. Sen sijaan tuulivoimaloiden edellyttämät rakennustyöt ja niiden aiheuttamat metsäluonnon muutokset voivat olla siipojen kannalta suurempi riskitekijä (Kuva 5.1.B). Intensiivinen metsätalous vaikuttaa usein ensimmäisenä juuri metsärakenteen sisällä saalistavien lajien esiintymiseen, koska lajit pyrkivät yleensä liikkumaan metsien tai esim. puurivistöjen suojassa eivätkä lähde mielellään lähde ylittämään laajoja avoalueita (mm. pellot, isot hakkuuaukot). Siipojen ja korvayökön elinmahdollisuuksien turvaamiseksi tuulivoima-alueella tulisikin rakentamistoimista huolimatta pyrkiä turvaamaan riittävän metsäpinta-alan säilyminen sekä toisaalta toimivat kulkuyhteydet metsälaikkujen välillä, jotka mahdollistavat osaltaan lajien liikkumisen alueella tuulivoimarakentamisesta huolimatta. Vaikka yhtenäisen metsäluonnon turvaaminen voidaan arvioida vaikuttavan erityisesti metsäalueiden sisällä liikkuvien lepakkolajien esiintymiseen, vaikuttavat ne kuitenkin positiivisesti koko alueen lepakkopopulaatioon mutta myös tuulivoima-alueen muuhun metsälajistoon.

Pohjois-Euroopassa tuulivoimaloita suunnitellaan pääasiassa havupuuvaltaisille metsäalueille, jotka poikkeavat niin luonnonolosuhteiltaan kuin lepakkolajistoltaankin merkittävästi esimerkiksi Saksan tai Yhdysvaltojen aktiivisimmin tutkituista tuulivoima-alueista. Puutteelliset tiedot tuulivoimaloiden vaikutuksista erityisesti havumetsäalueille tyypilliseen lepakkolajistoon vaikuttavat myös tuulivoimahankkeita koskevaan päätöksentekoon, koska vaikutusten arvioinnin tueksi ei ole antaa vastaavista olosuhteista kerättyä tutkimustietoa tuulivoimaloiden todellisista vaikutuksista (Rydell ym. 2012). Keski-Euroopassa suurimmat törmäysmäärät on yleisesti havaittu metsäalueille tai niiden läheisyyteen sijoituvissa tuulivoimaloissa (Dürr & Bach 2004, Rydell ym. 2010b), minkä vuoksi muun muassa Euroopan lepakkodensuojelusopimuksen (EUROBATS) puitteissa laadituissa suosituksissa (Rodrigues ym. 2008, 2014) on suositettu tuulivoimarakentamisen ohjaamista etupäässä metsäalueiden ulkopuolelle. Vaikka tämän suosituksen noudattaminen ei Suomessa ole täysimääräisesti mahdollista vaihtoehtoisien sijoitusalueiden puuttumisen vuoksi, korostaa suositus osaltaan huolellisen ja uskottavaan perustietoon pohjautuvan suunnittelun tärkeyttä tuulivoiman lepakkovaikutusten ehkäisemiseksi (Rodrigues ym. 2014).

Suomessa tuulivoimaloiden lepakkovaikutuksiin ja niiden arviointiin liittyvät tiedonpuutteet kohdistuvat toisaalta 1) tuulivoimaloiden todellisiin törmäysmääriin Suomessa (ts. kuinka paljon ja mitä lajeja tuulivoimaloihin Suomessa osuu ja mitkä olosuhteet vaikuttavat keskeisesti törmäysten todennäköisyyteen), sekä 2) eri lajien populaatiokokoihin, joiden avulla tuulivoimaloiden aiheuttama törmäyskuolleisuus olisi mahdollista suhteuttaa lajipopulaatioiden nykytilaan ja kannankehitykseen (ts. minkälaisella vaikutuksella voidaan katsoa olevan



merkittävä vaikutus lajin esiintymiseen Suomessa). Törmäysmäärien osalta Lounais-Suomessa ja Ahvenanmaalla on viime vuosina tehty ensimmäiset kokeet tuulivoimaloiden törmäysriskien kartoittamiseksi ja soveltuvien menetelmien arvioimiseksi (Aminoff 2014). Tätä työtä tulisikin jatkaa jo lähivuosina otoskooltaan laajemmalla seurantatutkimuksella, jonka perusteella eri lajien törmäysriskeistä sekä törmäysten lajijakaumasta olisi Suomen olosuhteissa mahdollista muodostaa kattavampi kokonaiskuva. Tämän tutkimuksen tekeminen antaisi perustiedon ohella merkittävää lisätietoa myös tuulivoimahankkeita koskevan päätöksenteon tueksi, koska päätösten pohjana olisi mahdollista käyttää vastaavalta maantieteelliseltä alueelta (Etelä/Keski-Suomi) ja vastaavasta elinympäristöstä (pohjoinen havumetsävyöhyke) kerättyä tutkimustietoa.

## KIRJALLISUUS

- Ahlén I. 2002: Fladdermöss och fåglar dödade av vindkraftverk. *Fauna och Flora* 97 (3): 14–21.
- Aminoff S. 2014: Vindkraftens inverkan på fladdermöss i Finland – en pilotstudie om undersökningsmetoderna i finländska förhållanden. Pro gradu -tutkielma. Helsingin yliopisto, Matemaattis-luonnontieteellinen tiedekunta. 62 s. + liitteet.
- Amorim F., Rebelo H. & Rodrigues L. 2012: Factors Influencing Bat Activity and Mortality at a Wind Farm in the Mediterranean Region. *Acta Chiropterologica* 14 (2):439–457.
- Arlettaz R., Nusslé S. & Wellig S. 2013: Mitigating the potential negative effects of tall wind turbines on bats: vertical activity profiles and relationships to wind speed. Suullinen esitys. 3<sup>rd</sup> International Berlin Bat Meeting: Bats in the Anthropocene, March 2013.
- 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. 2008: Patterns of bat fatalities at wind energy facilities in North America. *Journal of Wildlife Management* 72: 61–78.
- Arnett E.B., Huso M.M.P., Schirmacher M.R. & Hayes J.P. 2011: Altering turbine speed reduces bat mortality at wind-energy facilities. *Frontiers in Ecology and the Environment* 9: 209–214.
- Arnett E.B., Schirmacher M.R., Huso M.M.P. & Hayes J.P. 2009: Patterns of bat fatality at the Casselman Wind Project in south-central Pennsylvania. An annual report submitted to the Bats and Wind Energy Cooperative and the Pennsylvania Game Commission. Bat Conservation International. Austin, Texas, Yhdysvallat. 60 s.
- Arnett E. B., Johnson G.D., Erickson W.P. & Hein C.D. 2013a: A synthesis of operational mitigation studies to reduce bat fatalities at wind energy facilities in North America. A report submitted to the National Renewable Energy Laboratory. Bat Conservation International. Austin, Texas, USA. 33 s. + liitteet.
- Arnett E. B., Hein C.D. Schirmacher M.R., Huso M.M.P. & Szewcak J.M. 2013b: Evaluating the Effectiveness of an Ultrasonic Acoustic Deterrent for Reducing Bat Fatalities at Wind Turbines. *PLoS ONE* 8(6): e65794. doi:10.1371/journal.pone.0065794.
- Bach L. 2002: Auswirkungen von Windenergieanlagen auf das Verhalten und die Raumnutzung von Fledermäusen am Beispiel des Windparks „Hohe Geest“, Midlum - Endbericht. Unpublished report for the Institut for applied Biology, Freiburg/Niederelbe. 46 s.

- Bach L., Bach P. & Tillman M. 2011a: What does bat activity inside the forest tell us about the activity above the canopy? A method for sensoring bat activity at proposed wind plans in forest. Posterisitys. Conference on Wind Energy and Wildlife Impacts 2011. Trondheim, Norja.
- Bach L. & Rahmel U. 2004. Bremer Beiträge für Naturkunde und Naturschutz 7: 245–252.
- Bach P., Bach L., Ekschmitt K., Frey K. & Gerhardt U. 2013: Bat fatalities in different wind facilities in Northwest Germany. Posterisitys. Conference on Wind Power and Environmental Impacts 2013, Stockholm, February 5<sup>th</sup>–7<sup>th</sup>.
- Bach P., Niermann I. & Bach L. 2011b: Impact of wind speed on the activity of bats – at the coast and inland. Posterisitys. Conference on Wind Energy and Wildlife Impacts 2011. Trondheim, Norja.
- 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(3): 381–387.
- Baerwald E.F., Edworthy J., Holder M. & Barclay R.M.R. 2008: A Large-Scale Mitigation Experiment to Reduce Bat Fatalities at Wind Energy Facilities. *The Journal of Wildlife Management* 73 (7): 1077–1081.
- Baerwald E.F. & Barclay R.M.R. 2009: Geographic variation in activity and fatality of migratory bats at wind energy facilities. *Journal of Mammalogy* 90(6): 1341–1349.
- Baerwald E. & Barclay R.M.R. 2011: Patterns of Activity and Fatality of Migratory Bats at a Wind Energy Facility in Alberta, Canada. *Journal of Wildlife Management* 75 (5): 1103–1114.
- 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.
- Battersby J. (toim) 2010: Guidelines for Surveillance and Monitoring of European Bats. EUROBATS Publication Series No. 5. UNEP / EUROBATS Secretariat, Bonn, Germany. 95 s.
- Bennett V.J. & Hale A.M. 2014: Red aviation lights on wind turbines do not increase bat-turbine collisions. *Animal Conservation* 17 (4): 354–358.
- Berthinussen A. & Altringham J. 2012: The effect of a major road on bat activity and diversity. *Journal of Applied Ecology* 49 (1): 82-89.
- Blomberg A. 2013: Kemiönsaaren lepakoiden muuttoselvitys 2013 – Alustava raportti päätöksistä. Turun yliopisto. 48 s.

- Brinkmann R., Schauer-Weissshahn H. & Bontadina F. 2006: Survey of possible operational impacts on bats by wind facilities in Southern Germany. Final report submitted by the Administrative District of Freiburg, Department of Conservation and Landscape management and supported by the foundation Naturschutzfonds Baden-Württemberg. Brinkmann Ecological Consultancy, Freiburg, Germany. 56 s.
- Brinkmann R., Behr O., Niermann I. & Reich M. (toim) 2011: Entwicklung von Methoden zur Untersuchung und Reduktion des Kollisionsrisikos von Fledermäusen an Onshore-Windenergieanlagen. Umwelt und Raum Bd. 4, 457 s. Cuvillier Verlag, Göttingen.
- Bunkley J.P., McClure C.J.W., Kleist N.K., Francis C.D. & Barber J.R. 2014: Anthropogenic noise alters bat activity levels and echolocation calls. *Global Ecology and Conservation* 3: 62–71.
- Camina A. 2012: Bat fatalities at wind farms in northern Spain — lessons to be learned. *Acta Chiropterologica* 14 (1): 205–212.
- Capparella A., Loew S. & Meyerholz D.K. 2012: Bat deaths from turbine blades. *Nature* 488:32.
- Celuch M. & Kropil R. 2008: Bats in a Carpathian beech-oak forest (Central Europe): habitat use, foraging assemblages and activity patterns. *Folia Zoologica* 57 (4): 358–372.
- Chapman J.W., Reynolds D.R., Mouritsen H., Hill J.K., Riley J.R., Sivell D., Smith A.D. & Woilwod 2008: Wind Selection and Drift Compensation Optimize Migratory Pathways in a High-Flying Moth. *Current Biology* 18 (7): 514–518.
- Ciechanowski M., Zaja T., Biłas A. & Dunajski R. 2007: Spatiotemporal variation in activity of bat species differing in hunting tactics: effects of weather, moonlight, food abundance, and structural clutter. *Canadian Journal of Zoology* 85(12): 1249–1263.
- Crawford R.L. & Baker W.W. 1981: Bats killed at a north Florida television tower: a 25-year record. *Journal of Mammalogy* 62: 651–652.
- Cryan P.M. 2008: Mating Behavior as a Possible Cause of Bat Fatalities at Wind Turbines. *Journal of Wildlife Management* 72 (3): 845–849.
- Cryan P.M. & Barclay R.M.R. 2009: Causes of bat fatalities at wind turbines: hypotheses and predictions. *Journal of Mammalogy* 90 (6): 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*. Painossa.
- De Jong J. 1994: Habitat use, home-range and activity pattern of the northern bat, *Eptesicus nilsonii*, in a hemiboreal coniferous forest. *Mammalia* 58: 535–548.

- De Jong J. 1995. Habitat use and species richness of bats in a patchy landscape. *Acta Theriologica* 40: 237–248.
- De Jong J. & Ahlen I. 1991: Factors affecting the distribution pattern of bats in Uppland, Central Sweden. *Holarctic Ecology* 14: 92–96.
- Dietz C., von Helversen O. & Nill D. 2009: Bats of Britain, Europe and Northwest Africa. A & C Black Publishers Ltd. Lontoo, Iso-Britannia. 400 s.
- Drewitt A.L. & Langston R.H.W. 2006: Assessing the impacts of wind farms on birds. *Ibis* 148:29–42.
- Dubourg-Savage M., Rodrigues L., Santos H., Georgiakakis P., Papadatou E., Bach L. & Rydell J. 2011: Pattern of bat fatalities at wind turbines in Europe comparing north and south. Posterisity. Conference on Wind Energy and Wildlife Impacts 2011. Trondheim, Norja.
- Duchamp J.E. & Swihart R.K. 2008: Shifts in bat community structure related to evolved traits and features of human-altered landscapes. *Landscape Ecology* 23: 849–860.
- Dürr T. & Bach L. 2004: Bat deaths and wind turbines – A review of current knowledge and of the information available in the database for Germany. *Bremer Beiträge für Naturkunde und Naturschutz* 7: 253–264
- Erickson W.P., Johnson G.P., 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. National Wind Coordinating Committee (NWCC). 62 s.
- Euroopan Komissio 2007: Uusiutuvia energianlähteitä koskeva etenemissuunnitelma – Uusiutuvat energianlähteet 2000-luvulla: kestävämmän tulevaisuuden rakentaminen. Komission tiedonanto 848 (2006), annettu Euroopan Neuvostolle ja Euroopan parlamentille 10 päivän tammikuuta 2007. 20 s.
- Euroopan Komissio 2011: Wind energy development and Natura 2000 – EU Guidance on wind energy development in accordance with the EU nature legislation. Luxembourg. 116 s.
- Ferri V., Locasciulli O., Soccini C. & Forlizzi E. 2011: Post-construction monitoring of wind farms: first records of direct impact on bats in Italy. *Hystrix Italian Journal of Mammalogy* 22 (1): 199–203.
- Fiedler J. K., Henry T. H., Tankersley R. D. & Nicholson C. P. 2007: Results of bird and bat mortality monitoring at the expanded Buffalo Mountain Windfarm, 2005. Report prepared by the Tennessee Valley Authority June 2007.

- Findley J.S., Studier E.H. & Wilson D.E. 1972: Morphologic properties of bat wings. *Journal of Mammalogy* 53 (3): 429–444.
- Flaquer C., Puig-Montserrat X., Goiti U., Vidal F., Curco A. & Russo D. 2009: Habitat selection in *Nathusius' pipistrelle* (*Pipistrellus nathusii*): the importance of wetlands. *Acta Chiropterologica* 11 (1): 149–155.
- Fleming T.H. & Eby P. 2003: Ecology of bat migration. Teoksessa: Kunz T.H. & Fenton M.B. (toim): *Bat Ecology*. The University of Chicago Press. S. 156–208.
- Frafjord K. 2013: Influence of night length on home range size in the northern bat *Eptesicus nilssonii*. *Mammalian Biology* 78: 205–211.
- Frey-Ehrenbold A., Bontadina F., Arlettaz R. & Obrist M.K. 2013: Landscape connectivity, habitat structure and activity of bat guilds in farmland-dominated matrices. *Journal of Applied Ecology* 50: 252–261.
- Fritzen N. 2013: KvarkenBats – migrerande fladdermöss i Kvarken. *OA-Natur* 16: 30–41.
- Fure A. 2006: Bats and lighting. *The London Naturalist* 85: 1–20.
- Gaisler J., Reháč Z. & Bartonicka T. 2009: Bat casualties by road traffic (Brno-Vienna). *Acta Theriologica* 54 (2): 147–155.
- Gehrt S.D. & Chelvig J.E. 2003: Bat Activity in an Urban Landscape: Patterns at the Landscape and Microhabitat Scale. *Ecological Applications* 13 (4): 939–950.
- Gelhaus M. & Zahn A. 2010: Roosting ecology, phenology and foraging habitats of a nursery colony of *Pipistrellus nathusii* in the southwestern part of its reproduction range. *Vespertilio* 13–14: 93–102.
- Georgiakakis P., Kret E., Cárcamo B., Doutau B., Kafkaletou-Diez A., Vasilakis D. & Papadatou E. 2012: Bat fatalities at wind farm in north-eastern Greece. *Acta Chiropterologica* 14 (2): 459–468.
- Hagner-Wahlsten N. 2011: Bats and wind farms in Finland – the very first steps. *Posterisities. Conference on Wind energy and Wildlife impacts 2011*. Trondheim.
- Hagner-Wahlsten N. & Karlsson R. 2010: *Seurasaaren lepakkoselvitys 2009*. Helsingin kaupunki, rakennusvirasto. 29 s.
- Hagner-Wahlsten N. & Kyheröinen E-M. 2008: First observation of breeding *Nathusius' pipistrelle* (*Pipistrellus nathusii*) in Finland. *Memoranda Societatis pro Fauna et Flora Fennica* 84: 36–40.

- Haupt M., Menzler S. & Schmidt S. 2006: Flexibility of habitat use in *Eptesicus Nilssonii*: Does the species profit from anthropogenically altered habitats? *Journal of Mammalogy* 87(2): 351–361.
- Hein C.D., Gruver J. & Arnett E.B. 2013: Relating pre-construction bat activity and post-construction bat fatality to predict risk at wind energy. A report submitted to the National Renewable Energy Laboratory. Bat Conservation International, Austin, Texas, USA. 21 s.
- Hill R., Aumüller R., Boos K., Freienstein S. & Hill K. 2011. Description of a bird strike event and its causes at a research platform in the German Bight, North Sea. Posterisitys. Conference on Wind Energy and Wildlife Impacts, 2–5 May 2011, Trondheim, Norja.
- Holland R.A. 2007: Orientation and navigation of bats: known unknowns or unknown unknowns. *Behavioral ecology and sociobiology* 61 (5): 653–660.
- Horn J.W., Arnett E.B. & Kunz T.H. 2008: Behavioral Responses of Bats to Operating Wind Turbines. *The Journal of Wildlife Management* 72 (1): 123–132.
- Houck D., Lawson M.J. & Tresher R.W. 2012: A Computational and Analytical Study of Bats Flying near Wind turbines: Implications regarding barotrauma. Suullinen esitys. Wind Wildlife Research Meeting IX, November 28–30. Colorado, Yhdysvallat.
- Hutterer R., Ivanova T., Meyer-Cords C. & Rodrigues 2005: Bat Migrations in Europe: A Review of Banding Data and Literature. *Naturshutz und Biologische Vielfalt* 28: 1–178.
- Ijäs A. 2012: Väli­raportti Porin Peittoon tuulimittausmaston lepakkohavaintoaineistosta syyskaudelta 2011. Julkaisematon selvitysraportti. Turun yliopisto, Merenkulkualan koulu- ja tutkimuskeskus. 5 s.
- Ijäs A., Inberg E., Vasko V., Lilley T. & Hagner-Wahlsten N. 2014: Pohjanlahden rannikko keskittää pikkulepakkomuuttoa Satakunnassa: tuloksia vuosien 2012–2014 seurannasta. Posterisitys. Suomen Nisäkästieteen päivät 20.–22.11.2014, Lammin biologinen asema.
- Jain A.A., Koford R.R., Hancock A.W. & Zenner G.G. 2011: Bat Mortality and Activity at a Northern Iowa Wind Resource Area. *The American Midland Naturalist* 165 (1): 185–200
- Jameson J.W. & Willis C.K.R. 2014: Activity of tree bats at anthropogenic tall structures: implications for mortality of bats at wind turbines. *Animal behavior* 97: 145–152.
- Johansson M. & De Jong J. 1996: Bat species diversity in a lake archipelago in Central Sweden. *Biodiversity & Conservation* 5 (10): 1221–1229.
- Johnson G.D., Erickson W.P., Strickland M.D., Shepherd M.F., Shepherd D.A. & Sarappo S.A. 2003: Mortality of Bats at a Large-scale Wind Power Development at Buffalo Ridge, Minnesota. *The American Midland Naturalist* 150 (2): 332–342.

- Johnson G.D., Perlik M.K., Erickson W.P. & Strickland M.D. 2004: Bat Activity, Composition, and Collision Mortality At a Large Wind Plant in Minnesota. *Wildlife Society Bulletin* 32 (4): 1278–1288.
- Johnson J.B., Ford W.M., Rodrigues J.L. & Edwards J.W. 2012: Effects of acoustic deterrents on foraging bats. Research Note NRS-129. Newtown Square, PA: U.S. Department of Agriculture, Forest Service, Northern Research Station. 5 s.
- Kalcounis-Rüppell M.C., Psyllakis J.M. & Brigham R.M. 2005: Tree roost selection by bats: an empirical synthesis using meta-analysis. *Wildlife Society Bulletin* 33 (3): 1123–1132.
- Kapfer G. & Aron S. 2007: Temporal variation in flight activity, foraging activity and social interactions by bats around a suburban pond. *Lutra* 50 (1): 9–18.
- Kelm D.H., Lenski J., Kelm V., Toelch U. & Dziock F. 2014: Seasonal Bat Activity in Relation to Distance to Hedgerows in an Agricultural Landscape in Central Europe and Implications for Wind Energy Development. *Acta Chiropterologica* 16 (1): 65–73.
- Kerlinger P. 2002: An assessment of the impacts of Green Mountain Power Corporation's wind power facility on breeding and migrating birds in Searsburg, Vermont. Report no. NREL/SR-500-28591, National Renewable Energy Laboratory, Golden, Colorado.
- Korner-Nievergelt F., Korner-Nievergelt P., Berh O., Niermann I., Brinkmann R. & Hellriegel B. 2011: A new method to determine bird and bat fatality at wind energy turbines from carcass searches. *Wildlife Biology* 17 (4): 350–363.
- Kosonen E. 2008: Lepakkojen salatut elämät – Pohjanleppäkoehydyskunnan radiotelemetriatutkimus. Turun ammattikorkeakoulun raportteja 74. Turku. 74 s.
- Kunz T., Arnett A.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 of Ecology and Environment* 5 (6): 315–324.
- Kusch J., Weber C., Idelberger S. & Koob T. 2004: Foraging habitat preferences of bats in relation to food supply and spatial vegetation structures in a western European low mountain range forest. *Folia Zoologica* 53 (2): 113–128.
- Kuvlesky W.P., 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. *The Journal of Wildlife Management* 71 (8): 2487–2498.
- Kyheröinen E.-M., Vasko V., Hagner-Wahlsten N., Inberg E., Kosonen E., Lappalainen M., Lilley T., Lindstedt R., Liukko U.-M. & Norrdahl K. 2009: Bat Migration Studies in Finland 2008. Poster presentation. 1st International Symposium on Bat Migration. Berlin.



- Kyheröinen E-M., Osara M. & Stjernberg T. 2014: Agreement on the conservation of populations of European bats: National implementation report of Finland. Inf. EUROBATS MoP7.17. 9 s.
- Lagrange H., Rico P., Ughetto A-L., Melki F. & Kerbiriou C. 2013: Chirotech – six years of research (2006–2012). Suullinen esitys. Conference on Wind Power and Environmental Impacts Stockholm 5–7 February 2013.
- Lehmann R. 1983: Suomen ensimmäinen pikkulepakko. Luonnon Tutkija 87: 76.
- 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 (8): e103106. doi:10.1371/journal.pone.0103106.
- Lima S.L. & O’Keefe J.M. 2013: Do predators influence the behaviour of bats? Biological reviews 88: 626–644.
- Liukko U-M, Henttonen H., Hanski I.K., Kauhala K., Kojola I. & Kyheröinen E-M. 2010: Nisäkkäät. Teoksessa: Rassi P., Hyvärinen E., Juslén A. & Mannerkoski I. (toim.): Suomen lajien uhanalaisuus – Punainen kirja 2010. Ympäristöministeriö & Suomen Ympäristökeskus. S. 31–319.
- 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 (2): 323–331.
- 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.
- Lyman C.P., Willis J.S., Malan A. & Wang L.C.H. 1982: Hibernation and Torpor in Mammals and Birds. Academic Press Inc, London. 328 s.
- Mantoiu D.S., Tibirnac M., Bufnila L., Doba A. & Nistorescu M. 2014: Bat mortality at a wind farm: A case study of a 42 MW wind farm in Tulcea County, Romania. Suullinen esitys. XIIIth European Bat Research Symposium 1<sup>st</sup>–5<sup>th</sup> September 2014, Sibenik, Croatia.
- Medlin R.E., Connior M.B., Gaines K.F. & Risch T.S. 2010: Responses of Bats to Forest Fragmentation in the Mississippi River Alluvial Valley, Arkansas, USA. Diversity 2: 1146–1157.
- Menzel J.M., Menzel M.A., Kilgo J.A., Ford W.M., Edwards J.W. & McGracken G.F. 2005: Effect of habitat and foraging height on bat activity in the coastal plain of South Carolina. Journal of Wildlife Management 69: 235–245.
- Millon L., Julien J-F., Julliard R. & Kerbiriou C. 2015: Bat activity in intensively farmed landscapes with wind turbines and offset measures. Ecological Engineering 75: 250–257

- Müller J., Brandl R., Buchner J., Pretzsch H., Seifert S., Strätz C., Veith M. & Fenton B. 2013: From ground to above canopy—Bat activity in mature forests is driven by vegetation density and height. *Forest Ecology and Management* 306: 179–184.
- Natural England 2014: Bats and onshore wind turbines – Interim Guidance. Natural England Technical Information Note TIN051. 3<sup>rd</sup> edition. 9 s.
- Nicholls B. & Racey P.A. 2007: Bats avoid radar installations: could electromagnetic fields deter bats from colliding with wind turbines. *PLoS ONE* 2(3): e297. doi:10.1371/journal.pone.0000297.
- Norberg U.M. & Rayner J.M.V. 1987: Ecological morphology and flight in bats (Mammalia: Chiroptera): wing adaptation, flight performance, foraging strategy and echolocation. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences* 316: 335–427.
- Parker D.I., Lawhead B.E. & Cook J.A. 1997: Distributional Limits of Bats in Alaska. *Arctic* 50 (3): 256–265.
- Piorkowski M.D. & O’Connell T.D. 2010: Spatial Pattern of Summer Bat Mortality from Collisions with Wind Turbines in Mixed-grass Prairie. *The American Midland Naturalist* 164 (2): 260–269.
- Popa-Lisceanu A.G. & Voigt C. C. 2009: Bats on the move. *Journal of Mammalogy* 90: 1283–1289.
- Racey P.A. & Entwistle A.C. 2000: Life history and reproductive strategies for bats. *Teoksessa: Crichton E. & Krutzsch P.: Reproductive Biology of Bats. Academic Press. S. 363–401.*
- Reers H. & Brinkmann R. 2013: Bat activity at nacelle height over forests. *Suullinen esitys. XIIIth European Bat Research Symposium 1<sup>st</sup>–5<sup>th</sup> September 2014, Sibenik, Croatia.*
- Reynolds D.S. 2006: Monitoring the potential impact of a wind development site on bats in the northeast. *Journal of Wildlife Management* 70: 1219–1227.
- Rodrigues L., Bach L., Dubourg-Savage M-J., Goodwin J. & Harbusch C. 2008: Guidelines for consideration of bats in wind farm projects. EUROBATS Publication Series No 3. UNEP/EUROBATS Secretariat, Bonn. Germany. 51 s.
- Rodrigues L., Bach L., Dubourg-Savage M.J., Karapandža B., Kovač D., Kervyn T., Dekker T., Kepel A., Bach P., Collins J., Harbusch C., Park K., Micevski B. & Minderman J. 2014: Draft Guidelines for consideration of bats wind farm projects – revision 2014. UNEP/EUROBATS Doc.EUROBATS.MoP7.13.Annex.Rev.1.

- 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 (2): 362–371.
- Rydell J., Bach L., Bach P., Diaz L.G., Furmankiewicz J., Hagner-Wahlsten N., Kyheröinen E-M., Lilley T., Masing M., Meyer M.M., Petersons G., Suba J., Vasko V., Vintulis V. & Hedenström A. 2014: Phenology of migratory bat activity across the Baltic Sea and the south-eastern North Sea. *Acta Chiropterologica* 16 (1): 139–147.
- 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 (2): 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 (6): 823–827.
- Rydell J., Engström H., Hedentrön A., Kyed Larsen J., Pettersson J. & Green M. 2012: The effect of wind power on birds and bats – A synthesis. Report 6511. Swedish Environmental Protection Agency. 152 s.
- Rydell J., Strann K-B. & Speakman J.R. 1994: First record of breeding bats above the Arctic Circle: northern bats at 68–70 °N in Norway. *Journal of Zoology* 233 (2): 335–339.
- Salovaara K. 2007: Kääpiölepakko – uusi lepakolaji Suomessa. *Luonnon tutkija* 3: 100.
- Schaub A., Ostwald J. & Siemers B.M. 2008: Foraging bats avoid noise. *The Journal of Experimental Biology* 211: 3174–3180.
- Schnitzler H-U. & Kalko E.K.V. 2001: Echolocation by Insect-Eating Bats. *Bioscience* 51 (7):557–569.
- Seiche K. 2008: Fledermäuse und Windenergieanlagen in Sachsen 2006. Report to Freistaat Sachsen. Landesamt für Umwelt und Geologie. 62 s.
- Siivonen Y. & Wermundsen T. 2003: First records of *Myotis dasycneme* and *Pipistrellus pipistrellus* in Finland. *Vespertilio* 7: 177–179.
- Siivonen Y. & Wermundsen T. 2008: Distribution and foraging habitats of bats in Northern Finland: *Myotis daubentonii* occurs north of the Arctic Circle. *Vespertilio* 12: 41–48.
- Stilz W-P. & Schnitzler H-U. 2012: Estimation of the acoustic range of bat echolocation for extended targets. *Journal of Acoustical Society of America* 132: 1765–1775.
- Stone E.L., Jones G. & Harris S. 2009: Street Lighting Disturbs Commuting Bats. *Current Biology* 19 (13): 1123–1127.

- Suomen Tuulivoimayhdistys 2014: Tuulivoimahankkeet Suomessa. Tuulivoimayhdistyksen Internet-sivut (<http://www.tuulivoimayhdistys.fi/hankkeet>). Haettu 1.8.2014.
- Ulrich W., Sachanowicz K. & Michalak M. 2007: Environmental correlates of species richness of European bats (Mammalia: Chiroptera). *Acta Chiropterologica* 9 (2): 347–360.
- Vihervaara P., Virtanen T. & Välimaa I. 2008: Lepakot ja metsätalous – Isoviiksisiiippojen radioseurantatutkimus UPM-Kymmene Oyj:n Janakkalan Harvialassa sijaitsevilla metsätiloilla 2008. UPM Kymmene Oyj Metsä. 52 s.
- 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.
- Walsh A.L. & Harris S. 1996: Foraging Habitat Preferences of Vespertilionid Bats in Britain. *Journal of Applied Ecology* 33 (3): 508–518.
- Weller T.J. & Baldwin J.A. 2012: Using echolocation monitoring to model bat occupancy and inform mitigations at wind energy facilities. *Journal of Wildlife Management* 76: 619–631.
- Wood C.R., Reynolds D.R., Wells P.M., Barlow J.F., Woiwod I.P. & Chapman J.W. 2009: Flight periodicity and the vertical distribution of high-altitude moth migration over southern Britain. *Bulletin of Entomological Research* 99: 525–535.
- Ympäristöministeriö 2012: Tuulivoimarakentamisen suunnittelu. Ympäristöhallinnon ohjeita 4/2012. Ympäristöministeriö, Rakennetun ympäristön osasto. Helsinki. 92 s.

**LIITE 1. Lepakoiden rakenteellisten tekijöiden ja käyttäytymisen vaikutus niiden todennäköisyyteen törmätä tuulivoimaloiden kanssa (soveltaen Natural England 2014).**

TEKIJÄ	MATALA		KORKEA
<b>Elinympäristövaatimukset</b>	Suljettujen elinympäristöjen lajeja, välttelevät usein laajoja avoalueita	↔	Avoimien elinympäristöjen lajeja, välttelevät mm. tiheitä metsiä
<b>Äänenkäyttö</b>	Pulssit heikkoja ja usein leveäkaistaisia, lajit havaittavissa yleensä enintään 10–20 m etäisyydeltä	↔	Pulssit voimakkaita, kapeakaistaisia, lajit havaittavissa usein jopa 60–80 m etäisyydeltä
<b>Ruumiinrakenne</b>	Kevyt, hentorakenteinen	↔	Suuri, raskasrakenteinen
<b>Siiven muoto</b>	Siivet leveät ja lyhyet (siipisuhde matala)	↔	Siivet pitkät ja kapeat (siipisuhde korkea)
<b>Lentotapa</b>	Lento hidasta ja usein mutkittelevaa. Pystyy liikkumaan tehokkaasti ahtaissakin paikoissa	↔	Lento nopeaa ja suoraviivaista. Mahdollisuudet nopeisiin käännoksiin rajalliset
<b>Saalistus</b>	Saalistaa usein metsärakenteen sisällä sekä mm. pintojen läheisyydessä liikkuvia hyönteisiä	↔	Saalistaa etupäässä ilmassa vapaasti liikkuvia hyönteisiä, liikkuu usein hyvinkin laajalla alueella
<b>Muutto</b>	Paikallinen, muuttomatkat yleensä korkeintaan 100–200 km	↔	Pitkän matkan muuttaja, muuttomatkat jopa yli 1 000 km

	MATALA	KESKISUURI	KORKEA
<b>Yhteenveto suomalaisista lajeista</b>	Siipat Korvayökkö	Pohjanlepakko Vaivaislepakko Kääpiölepakko Etelänlepakko	Pikkulepakko Isolepakko Kimolepakko

## **LIITE 2. Taulukossa 5.1 tarkastellut tuulivoimahankkeet sekä niissä tehdyt lepakkoselvitykset.**

### **Rauman koillinen teollisuusalue (Rauma):**

Ahlman S. 2011: Rauman Koillisen teollisuusalueen lepakkoselvitys 2011. Ahlman Konsultointi & Suunnittelu. 22 s.

### **Lemlahti (Luvia/Eurajoki):**

Vasko V. & Hagner-Wahlsten N. 2012: Luvian Lemlahden tuulivoimapuiston lepakkoselvitys 2011. Bathouse. 15 s.

### **Oosinselkä (Pori/Luvia):**

Ahlman S. & Tuominen H. 2012: Luvian Oosinselän tuulivoimapuiston lepakoiden kevätmuutto- ja pesimäselvitys 2012. Ahlman Konsultointi & Suunnittelu. 16 s.

Ahlman S. & Tuominen H. 2012: Luvian Oosinselän tuulivoimapuiston lepakoiden syysmuuttoselvitys 2012. Ahlman Konsultointi & Suunnittelu. 12 s.

### **Jakkuvärkki (Pori):**

Ahlman S. & Tuominen H. 2012: Porin Jakkuvärkin tuulivoimapuiston lepakoiden kevätmuutto- ja pesimäselvitys 2012. Ahlman Konsultointi & Suunnittelu. 14 s.

Ahlman S. & Tuominen H. 2012: Porin Jakkuvärkin tuulivoimapuiston lepakoiden syysmuuttoselvitys 2012. Ahlman Konsultointi & Suunnittelu. 12 s.

### **Köörtilä (Merikarvia):**

Ahlman S. & Luoma S. 2012: Merikarvian Köörtilän tuulivoimapuiston lepakkoselvitys 2012. Ahlman Konsultointi & Suunnittelu. 20 s.

### **Korpi-Matti (Merikarvia):**

Ramboll Finland Oy 2012: Korpi-Matin tuulivoimapuiston ympäristövaikutusten arviointiselostus. 121 s. (sisältää vuonna 2011 tehdyn lepakkoselvityksen)

### **Korvenneva (Merikarvia):**

FCG Suunnittelu ja tekniikka 2014: Merikarvian Korvennevan tuulivoimapuisto, ympäristövaikutusten arviointiselostus (sisältää vuonna 2013 tehdyn lepakkoselvityksen).

### **Jäneskeidas (Siikainen):**

Ahlman S. & Luoma S. 2012: Siikaisten Jäneskeitaan tuulivoimapuiston lepakkoselvitys 2012. Ahlman Konsultointi & Suunnittelu. 20 s.

### **Paholamminkeidas (Honkajoki):**

Ala-Risku T. 2013: Paholamminkeitaan tuulivoimahanke, yleiskaava-alueen luonnon nykytilan kuvaus. Tmi Pohjanmaan Luontotieto. 17 s.

### **Lauttakangas (Jämijärvi):**

Ala-Risku T. 2014: Lauttakankaan osayleiskaava, yleiskaava-alueen luonnon nykytilan kuvaus. Tmi Pohjanmaan Luontotieto. 18 s.

### **Ratiperä (Jämijärvi), Alahonkajoki (Kankaanpää), Alkkia (Karvia), Kantti (Karvia), Leppijärvi (Siikainen):**

Faunatica 2012: Pohjois-Satakunnan tuulivoimapuistojen kaavoitus – luontoselvitykset vuonna 2012.





Turun yliopiston Brahea-keskus  
MERENKULKUALAN KOULUTUS- JA TUTKIMUSKESKUS

FI-20014 TURUN YLIOPISTO

<http://mkk.utu.fi>



Turun yliopisto  
University of Turku