



Pro gradu -tutkielma
Maantiede
Luonnonmaantiede

SOTILAALLISEN TOIMINNAN YMPÄRISTÖVAIKUTUKSET
KANSAINVÄLISESTÄ JA SUOMEN PUOLUSTUSVOIMIEN
NÄKÖKULMASTA TARKASTELTUNA

Anna Immonen

2014

Ohjaaja: Olli Ruth

HELSINGIN YLIOPISTO
GEOTIETEIDEN JA MAANTIETEEN LAITOS
MAANTIETEEN OSASTO

PL 64 (Gustaf Hällströmin katu 2)
00014 Helsingin yliopisto

HELSINGIN YLIOPISTO – HELSINGFORS UNIVERSITET – UNIVERSITY OF HELSINKI

Tiedekunta/Osasto – Fakultet/Sektion – Faculty/Section		Laitos – Institution – Department	
Matemaattis-luonnontieteellinen tiedekunta		Geotieteiden ja maantieteen laitos	
Tekijä – Författare – Author			
Anna Immonen			
Työn nimi – Arbetets titel – Title			
Sotilaallisen toiminnan ympäristövaikutukset kansainvälisestä ja Suomen Puolustusvoimien näkökulmasta tarkasteltuna			
Oppiaine – Läroämne – Subject			
Luonnonmaantiede			
Työn laji – Arbetets art – Level		Aika – Datum – Month and year	
Pro gradu -tutkielma		joulukuu 2014	
		Sivumäärä – Sidoantal – Number of pages	
		95 s.	
Tiivistelmä – Referat – Abstract			
<p>Ympäristötietoisuuden lisääntyminen nykyaikana on johtanut siihen, että myös sotilaallisesta toiminnasta syntyviin ympäristövaikutuksiin on ryhdytty kiinnittämään entistä enemmän huomiota. Näin on käynyt myös Suomen Puolustusvoimissa, jonka on toisaalta harjoitettava toimintaansa käytännössä sotilaallisen suorituskyvyn luomiseksi ja ylläpitämiseksi, mutta myös huomioitava toiminnastaan syntyvät ympäristövaikutukset. Tämän tutkimuksen tavoitteena on selvittää kansainvälisen tutkimuksen pohjalta ja Suomen Puolustusvoimien näkökulmasta, millaisia ympäristövaikutuksia sotilaallisesta toiminnasta syntyy ja onko tunnistettavissa positiivisia ympäristövaikutuksia. Lisäksi tarkastellaan, miten kansainvälisen tutkimuksen ja Puolustusvoimien näkökulmat eroavat toisistaan. Aihe rajattiin käsittelemään maavoimien rauhan ajan ampuma- ja harjoitustoimintaa.</p> <p>Tutkimus toteutettiin pääosin kirjallisuustutkimuksena. Aineisto koostui kansainvälisistä tutkimuksista laadituista artikkeleista, jotka olivat peräisin laadukkaista tieteellisistä sarjoista. Osa lähteistä oli Suomen Puolustusvoimien julkiseksi luokiteltuja julkaisuja. Tutkimuksen taustalla oli Puolustusvoimien tutkimuslaitokselle laadittu raportti "Ympäristönsuojelu ja -johtaminen puolustushallinnossa", jonka pohjalta tutkimukseen sisällytettiin myös puolustushallinnon ympäristöasiantuntijoille toteutetuista haastattelusta saatua aineistoa. Haastattelut toteutettiin puolistrukturoidulla menetelmällä.</p> <p>Sotilaallisen toiminnan merkittävimmät ympäristövaikutukset olivat tämän tutkimuksen perusteella melu ja värinä, metalli- ja räjähdysainepäästöt, fyysiset vaikutukset maaperään ja kasvillisuuteen, vesistövaikutukset, ilmaan muodostuvat päästöt, vaikutukset eläinten käyttäytymiseen ja populaatioihin sekä biodiversiteettivaikutukset. Kansainvälisessä tutkimuksessa painottuivat erityisesti metalli- ja räjähdysainepäästöjä, fyysisiä vaikutuksia, eläinten käyttäytymiseen ja populaatioihin kohdistuvia vaikutuksia sekä biodiversiteettivaikutuksia. Suomen Puolustusvoimat taas keskittyi toimintansa turvaamisen kannalta tärkeimpiin ympäristönäkökohtiin, joita olivat melu ja värinä, metalli- ja räjähdysainepäästöt sekä biodiversiteettivaikutukset.</p> <p>Sotilaallisen toiminnan ympäristövaikutukset voidaan jakaa kahteen luokkaan, häiriöön ja päästöihin. Päästöjä voidaan pitää pääasiassa negatiivisina vaikutuksina. Häiriöistä vain vesistövaikutukset olivat selkeästi negatiivisia, muut luokiteltiin pitkälti neutraaleiksi. Positiiviset vaikutukset liittyivät lähinnä biodiversiteettiin, jonka havaittiin monissa tapauksissa hyötyvän ympäristön sietokyvyn kannalta sopivantasoisista häiriöistä ja sotilasalueisiin liittyvistä muun käytön rajoituksista. Sotilaallisen toiminnan ympäristövaikutusten moninaisuuden voidaan nähdä korostavan niiden hallintakeinojen merkitystä.</p>			
Avainsanat – Nyckelord – Keywords			
sotilaallinen toiminta, ympäristövaikutukset, häiriö, päästöt, biodiversiteetti			
Säilytyspaikka – Förvaringställe – Where deposited			
Helsingin yliopiston kirjasto, Kumpula			
Muita tietoja – Övriga uppgifter – Additional information			

HELSINGIN YLIOPISTO – HELSINGFORS UNIVERSITET – UNIVERSITY OF HELSINKI

Tiedekunta/Osasto – Fakultet/Sektion – Faculty/Section Faculty of Science		Laitos – Institution – Department Department of Geosciences and Geography	
Tekijä – Författare – Author Anna Immonen			
Työn nimi – Arbetets titel – Title Environmental impacts of military activity from the viewpoints of international scientific research and the Finnish Defence Forces			
Oppiaine – Läroämne – Subject Physical geography			
Työn laji – Arbetets art – Level Master's thesis		Aika – Datum – Month and year December 2014	Sivumäärä – Sidoantal – Number of pages 95 p.
Tiivistelmä – Referat – Abstract <p>As environmental awareness has increased in modern society, also the environmental impacts resulting from military activity have become under increased scrutiny of the public. This has happened in the Finnish Defence Forces as well. The Defence Forces needs to train in realistic conditions in order to create and maintain military performance but, on the other hand, it also has to pay attention to the environmental impacts that the activity inevitably creates. The objective of this study is to examine the environmental impacts resulting from military activity and possible positive environmental impacts. The study uses the viewpoints of international scientific research and the Finnish Defence Forces, and it also considers how these two viewpoints differ from each other. The subject of the study is defined to cover the shooting and training activity of the army during peace time.</p> <p>The study was executed mainly through literature research. The material consisted of international scientific research articles from quality scientific papers. Some of the material included public releases of the Finnish Defence Forces and material from interviews with environmental professionals from the Finnish Defence Administration. The interviews were part of a report called “Environmental protection and management in the Defence Administration” that acts as a background of this study and that was executed earlier by the author as an assignment from the Finnish Defence Research Agency. The interviews were executed with a semi-structured method.</p> <p>According to this study, the most significant environmental impacts resulting from military activity are noise and vibration, metal and explosive emissions, physical soil and vegetation impacts, water system impacts, emissions released to air, animal behaviour and population impacts as well as biodiversity impacts. International research highlights metal and explosive emissions, physical impacts, animal behaviour and population impacts and biodiversity impacts. The Finnish Defence Forces concentrates on the environmental aspects that were the most important for the securing of its activity. These aspects were noise and vibration, metal and explosive emissions and biodiversity impacts.</p> <p>The environmental impacts resulting from military activity can be divided into two classes, disturbances and emissions. Emissions can be considered mainly as negative impacts. Concerning the disturbances only the water system impacts were clearly negative as the others were mainly classified neutral. Positive impacts were largely related to biodiversity as in many cases it was noticed to benefit from disturbance rate that was favourable for the resilience of the environment and also the restrictions used in military areas. The variety of environmental impacts resulting from military activity highlights the significance of their management methods.</p>			
Avainsanat – Nyckelord – Keywords military activity, environmental impacts, disturbance, emissions, biodiversity			
Säilytyspaikka – Förvaringställe – Where deposited University of Helsinki, Kumpula Campus Library			
Muita tietoja – Övriga uppgifter – Additional information			

SISÄLLYSLUETTELO

1	Johdanto	2
2	Teoreettinen tausta	5
3	Tutkimusalue	14
4	Aineisto ja menetelmät	16
5	Tulokset	18
5.1.	Melu ja värinä	19
5.2.	Metalli- ja räjähdysainepäästöt	22
5.2.1.	Metallit	23
5.2.2.	Räjähdysaineet	24
5.2.3.	Kulkeutuminen ja kertyminen	26
5.3.	Fyysiset vaikutukset maaperään ja kasvillisuuteen	29
5.3.1.	Maaston kuluminen	30
5.3.2.	Maan tiivistyminen	34
5.4.	Vesistövaikutukset	36
5.5.	Ilmaan muodostuvat päästöt	39
5.6.	Vaikutukset eläinten käyttäytymiseen ja populaatioihin	40
5.6.1.	Eläinten käyttäytyminen	41
5.6.2.	Populaatiovaikutukset	44
5.7.	Biodiversiteettivaikutukset	45
5.7.1.	Sotilaallinen toiminta biodiversiteettiin kohdistuvana häiriönä	46
5.7.2.	Muulta käytöltä suljettujen sotilasalueiden vaikutus biodiversiteettiin	49
5.7.3.	Sotilaallisen toiminnan merkitys luonnonsuojelun kannalta	50
6	Tulosten tarkastelu	56
7	Johtopäätökset	68
8	Kiitokset	72
9	Lähdeluettelo	73

1 JOHDANTO

Käytännössä kaikesta ihmistoiminnasta syntyy ainakin jonkinasteisia ympäristövaikutuksia, jotka voivat olla positiivisia tai negatiivisia. Sotilaallisen toiminnan ympäristövaikutuksia ajateltaessa mieleen tulevat todennäköisesti ensimmäisenä nimenomaan haittavaikutukset, kuten melu ja erilaiset päästöt. Toiminnalla onkin potentiaalia aiheuttaa hyvinkin vakavia seuraamuksia ympäristöön. Ympäristötietoisuuden ja ympäristönsuojelun merkityksen kasvaminen nykyaikana on kuitenkin vaikuttanut vahvasti siihen, että myös sotilaallisen toiminnan aiheuttamiin ympäristövaikutuksiin on ryhdytty kiinnittämään entistä enemmän huomiota, monissa tapauksissa myös sotilasorganisaation itsensä toimesta.

Sotilaallisesta toiminnasta syntyviin ympäristövaikutuksiin on enenevässä määrin ryhdytty kiinnittämään huomiota myös Suomen Puolustusvoimissa. Puolustusvoimien rooli voidaan nähdä haasteellisena, sillä toisaalta sen toiminta on välttämätöntä sotilaallisen suorituskyvyn ja uskottavan maanpuolustuksen luomisen ja ylläpitämisen kannalta, mutta toiminta aiheuttaa väistämättä myös monenlaisia ympäristövaikutuksia. Toiminnalla on myös suuri alueellinen ulottuvuus, sillä se sijoittuu eri puolille Suomea ja näin myös ympäristövaikutusten voidaan olettaa koskevan koko maata. Vaikutuksia seurataankin erilaisten selvitysten muodossa. Puolustusvoimat keskittyy ympäristövaikutuksista niihin, jotka ovat olennaisimpia sen toiminnan turvaamisen kannalta (Warsta 2011).

Suomen Puolustusvoimien toiminnasta syntyvät ympäristövaikutukset on jaettu sotilaallisesta toiminnasta, logistiikasta ja materiaalinhallinnasta sekä kiinteistöjen käytöstä ja alueiden hallinnasta syntyviin vaikutuksiin (Ympäristöraportti... 2013). Näistä tässä tutkimuksessa keskittytään sotilaallisen toiminnan ympäristövaikutuksiin, joista suurin osa muodostuu ampuma- ja harjoitustoiminnasta. Puolustushaaroista maavoimat on keskeinen käyttäjä puolustusvoimien ampuma- ja harjoitusalueilla, mistä johtuen meri- ja ilmavoimat on rajattu tämän tutkimuksen ulkopuolelle. Sotilaallista toimintaa käsiteltäessä tarkoitetaan tässä tutkimuksessa siis maavoimien toimintaa, joka tapahtuu rauhan aikana.

Tutkimuksen tavoitteena on tarkastella, millaisia ympäristövaikutuksia sotilaallisesta toiminnasta syntyy kansainvälisen tutkimuksen ja Suomen Puolustusvoimien näkökulmasta tarkasteltuna. Tutkimuskysymykset ovat:

1. Millaisia ovat sotilaallisesta toiminnasta syntyvät merkittävimmät ympäristövaikutukset?
2. Millaisia positiivisia ympäristövaikutuksia sotilaallisesta toiminnasta voi seurata?
3. Miten ympäristövaikutusten merkityksen arviointi eroaa kansainvälisen tutkimuksen ja Suomen Puolustusvoimien näkökulmien välillä?

Tutkimuksessa tarkastellaan sotilaallisen toiminnan ympäristövaikutuksista laadittuja kansainvälisiä, tieteellisiä tutkimuksia sekä Suomen Puolustusvoimien tärkeimpiä selvityksiä aiheesta. Tutkimuksen taustalla on tekijän Puolustusvoimien tutkimuslaitokselle toimeksiantona laatima raportti ”Ympäristönsuojelu ja –johtaminen puolustushallinnossa”, mistä johtuen aineistona käytetään osittain myös haastatteluja, jotka toteutettiin raporttia varten puolustushallinnon ympäristöasiantuntijoille. Tutkimuksessa yhdistetään kansainvälistä tutkimustietoa Puolustusvoimilla itsellään olevaan tietoon ja tuodaan näin esille uusia näkökulmia, jotta tarkastelussa päästään faktojen toteamista syvällisemmän analyysin ja vertailun tasolle.

Tarkasteltaessa tutkimusta sotilaallisen toiminnan ympäristövaikutuksista on tunnistettavissa seitsemän kokonaisuutta, jotka painottuvat eri tavoin. Melu ja värinä ovat yksi tärkeimmistä Suomen Puolustusvoimien ympäristövaikutuksista. Metall- ja räjähdysainepäästöt ovat niin ikään merkittävimpien vaikutusten joukossa ja niitä on tutkittu laajasti. Myös maaperään ja kasvillisuuteen kohdistuvista fyysisistä vaikutuksista on löydettävissä kattavasti tutkimustietoa. Vesistövaikutukset ja ilmaan muodostuvat päästöt näyttävät jääneen tutkimuksissa vähemmälle huomiolle, mutta ne on olennaisina tekijöinä sisällytetty tähän tutkimukseen. Eläinten käyttäytymiseen ja populaatioihin sekä biodiversiteettiin kohdistuvia vaikutuksia tarkastellaan monissa tutkimuksissa, minkä lisäksi erityisesti luontoarvojen merkitys korostuu Puolustusvoimien julkaisuissa.

Sotilaallisen toiminnan ympäristövaikutusten tutkimista voidaan pitää tärkeänä, koska sillä voi ympäristön tilaan kohdistuvien riskien lisäksi olla selkeitä vaikutuksia itse harjoitustoimintaan. Harjoitustoiminta pyritään toteuttamaan mahdollisimman realistisissa olosuhteissa, joten mikäli ympäristön tila pääsee huomattavasti heikentymään, nämä olosuhteet häviävät ja harjoittelun laatu kärsii. Tällöin myös sotilasalueiden kantokyky voi kokonaisuudessaan heikentyä (Ayers et al. 2005; Wang et al. 2009; Singer et al. 2012; Howard et al. 2013). Heikentynyt ympäristö voi lisäksi olla suora turvallisuusriski sotilaille ja kalustolle esimerkiksi kuluneeseen maahan syntyneiden ojien muodossa (Warren & Herl 2005).

Sotilaallisen toiminnan ympäristövaikutusten suhteen on tärkeää huomioida, että itse ampuma- ja harjoitustoiminnan lisäksi asevoimat kuluttavat globaalissa mittakaavassa valtavasti energiaa ja tuottavat suuria määriä jätettä (Marshall 2005; Jorgenson et al. 2010). Lisäksi monien valtioiden asevoimilla on käytössään niin ympäristön kuin ihmisten terveyden kannalta hyvin riskialttiita tuotteita, kuten ydinaseita. Myös Suomen Puolustusvoimissa esimerkiksi muonituksen, varustehuollon ja kaluston kunnossapidon voidaan nähdä muodostavan merkittävämmän osuuden ympäristövaikutuksista. Myös ampuma- ja harjoitustoiminta aiheuttaa luonnollisesti ympäristövaikutuksia, mutta ne voidaan nähdä laajuudeltaan rajoittuneempina kuin esimerkiksi elintarvikkeiden ja kaluston elinkaariin liittyvät vaikutukset (Marjamaa 2014). Toisaalta ampuma- ja harjoitustoiminnan paikallinen keskittyminen voidaan nähdä niiden tutkimusta helpottavana tekijänä.

2 TEOREETTINEN TAUSTA

Sotilaallisella toiminnalla tarkoitetaan tässä tutkimuksessa yleisesti ottaen maavoimien ampuma- ja harjoitustoimintaa. Tämä tutkimus käsittelee kuitenkin yksityiskohtaisemmin nimenomaan Suomen Puolustusvoimia. Puolustusvoimien lakisääteiset ydintehtävät ovat koko Suomen sotilaallinen puolustaminen, muiden viranomaisten tukeminen ja kansainvälinen sotilaallinen kriisihallinta (Warsta 2011). Suomen alueellisen koskemattomuuden turvaaminen vaatii voimakeinoihin varautumista, mikä käytännössä tarkoittaa pienikaliiperisten ja raskaiden aseiden sekä räjähteiden käyttämistä (Heikkonen et al. 2006). Niiden käytön harjoittelu tapahtuu Puolustusvoimien aktiivikäytössä olevilla 48 ampumaradalla sekä 68 ampuma- ja harjoitusalueella (Heikkonen et al. 2006; Ympäristöraportti... 2013). Niinpä myös sotilaallisen toiminnan ympäristövaikutusten voidaan olettaa keskittyvän pääosin kyseisille alueille.

Ampumaradalla tarkoitetaan aluetta, jolla on yksi tai useampi lajirata eri aseita ja ampumalajeja varten (Heikkonen et al. 2006). Suomen Puolustusvoimien ampumaradoilla ammutaan vuosittain noin 20 miljoonaa laukausta (Ympäristöraportti...2013). Ampuma- ja harjoitusalueet ovat maa- tai merialueita, jotka on varattu erilaisilla aseilla tai asejärjestelmillä ammuttavia taisteluammuntoja ja räjäytyksiä varten. Alueilla voi olla useita sekä raskaiden aseiden ampumapaikkoja että pienikaliiperisten aseiden ampumaratoja (Heikkonen et al. 2006; Hurmeranta et al. 2012).

Puolustusvoimat luokittelee raskaiksi aseiksi kaikki yli 12,7 mm kaliiperiset aseet ja räjähteet sekä välineet, jotka sisältävät räjähdysainetta yli 60 g. Näitä ovat raskaat kiväärikaliiperiset aseet, tykit, raketin- ja kranaatinheittimet, singot, ohjukset, ilmatorjunta-aseet, räjähteet, miinat sekä erilaiset panokset (Heikkonen et al. 2006; Hurmeranta et al. 2012). Pienikaliiperiset aseet puolestaan tarkoittavat alle 12,7 mm aseita tai haulikkoja (Heikkonen et al. 2006).

Suomen Puolustusvoimien toiminnan ympäristövaikutuksia säätelevät monet lait, joista tavallisin lienee ympäristönsuojelulaki. Sen mukaan ympäristön pilaantumisen vaaraa aiheuttavaan toimintaan on oltava lupa, johon velvolliset kohteet luetellaan ympäristönsuojeluasetuksessa. Tällaisia ovat esimerkiksi ulkoampumaradat, kun taas

ampuma- ja harjoitusalueita ei ole suoraan määritelty luvanvaraisiksi (Heikkonen et al. 2006). Puolustusvoimat huomioidaan laissa mahdollistamalla poikkeuksia valtakunnan turvallisuuden, huoltovarmuuden tai Puolustusvoimien toiminnan erityisluonteen johdosta (Heikkonen et al. 2006; Warsta 2012). Puolustusvoimien on toiminnanharjoittajana oltava kuitenkin riittävästi selvillä toimintansa ympäristövaikutuksista ja –riskeistä sekä haitallisten vaikutusten vähentämismahdollisuuksista (Heikkonen et al. 2006).

Puolustusvoimien toimintaan vaikuttavat ympäristönsuojelulain lisäksi monet muut lait, kuten naapuruussuhde-, jäte-, luonnonsuojelu- sekä maankäyttö- ja rakennuslaki (Warsta 2012). Kansallisen lainsäädännön lisäksi esimerkiksi EU:n Natura 2000 –verkostoon liittyvät säädökset on huomioitava toiminnassa (Heikkonen et al. 2006). Natura 2000 on suojeluverkosto, jonka kohteet ovat EU-valtioissa sijaitsevia, lailla ja määräyksillä suojeltuja ekologisesti tärkeitä alueita. Niiden tarkoituksena on suojella luonnon monimuotoisuutta, luontotyyppejä ja lajeja (Pyy et al. 2013). Moni Natura-kohde sijaitsee Puolustusvoimien alueella tai niiden läheisyydessä (Heikkonen et al. 2006). Suojelun ja sotilaskäytön yhteensovittamisesta on olemassa positiivisia pidettyjä kokemuksia sekä Suomesta että monesta muusta valtiosta (Gazenbeek 2005).

Ympäristövaikutuksia tarkasteltaessa yhtenä tämän tutkimuksen keskeisimmistä käsitteistä toimii biologinen monimuotoisuus eli biodiversiteetti, mikä YK:n biologista monimuotoisuutta koskevan yleissopimuksen mukaan tarkoittaa vaihtelevuutta tai muuntelua elävien organismien kesken, mukaan lukien muun muassa maa-, meri- ja muut vesiekosysteemit ja ekologiset kokonaisuudet, joihin ne kuuluvat. Siihen kuuluu myös monimuotoisuus lajien ja ekosysteemien sisällä sekä lajien välillä (Convention on... 1992). Ekosysteemi tarkoittaa eliöyhteisön ja sen elottoman ympäristön muodostamaa kokonaisuutta tietyssä paikassa (Hanski et al. 2003).

Biodiversiteetin suojelemista voidaan pitää tärkeänä, koska sen häviäminen vaikuttaa tutkimusten mukaan negatiivisesti maapallon ekosysteemien prosesseihin (Loreau et al. 2001; Balvanera et al. 2006; Wardle et al. 2011; Hooper et al. 2012). Esimerkiksi kasvien monimuotoisuuden vähentymisen on havaittu vähentävän kasvien tuottavuutta ja muuttavan hajoamistoimintaa (Stachowicz et al. 2007; Cardinale et al. 2011). Biodiversiteetin häviäminen vaikuttaa lisäksi suoraan ekosysteemien tuottamiin palveluihin ja tuotteisiin, jotka ovat ihmisille tärkeitä. Näitä ovat muun muassa ravinto,

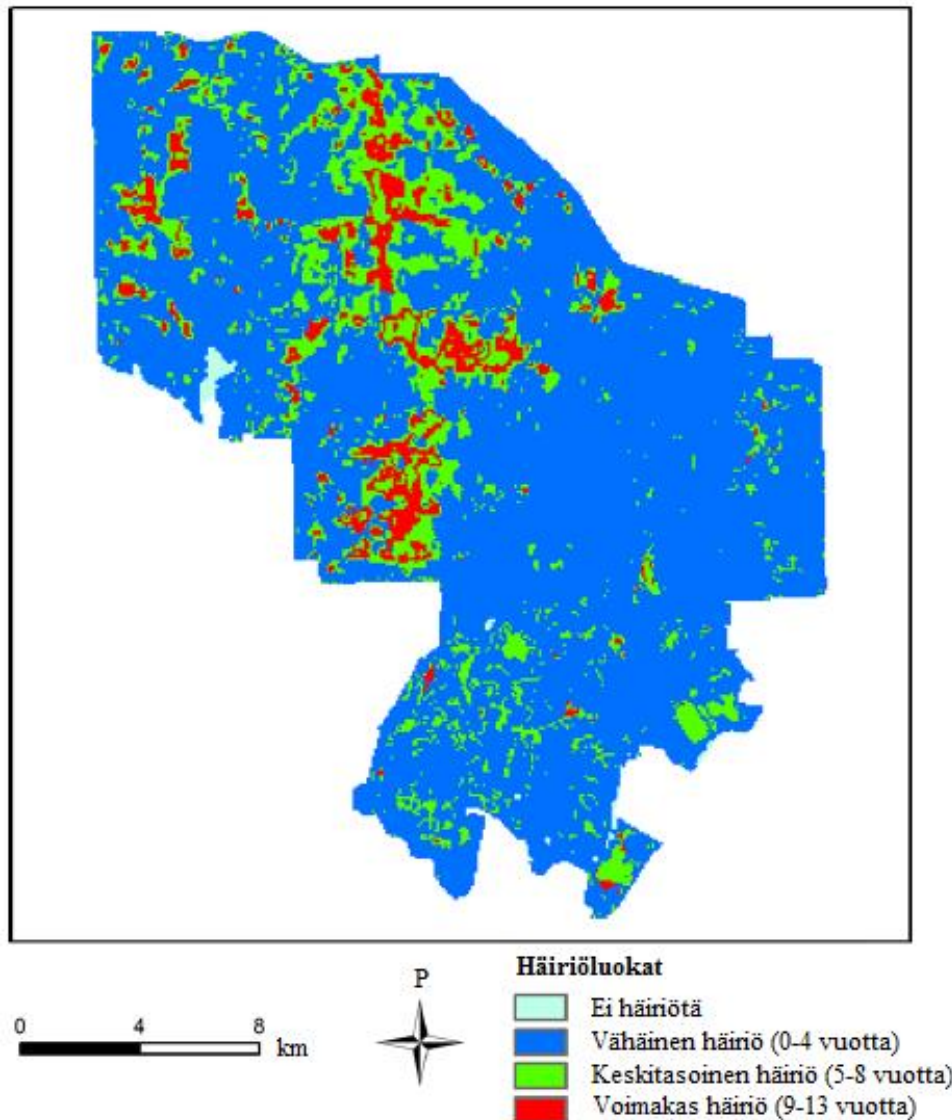
polttoaine, rakennusmateriaali, hiilen varastointi ja puhtaat vesivarat (Bengtsson et al. 2000; Chapin et al. 2000).

Sotilaallisen toiminnan biodiversiteettivaikutuksiin liittyvät olennaisesti paahdeympäristöt. Paahdeympäristöllä tarkoitetaan voimakkaalle auringonsäteilylle altista, yleensä hiekkapohjaista ja kasvillisuudeltaan avointa tai aukkoista elinympäristöä (Ryttäri 2005). Niille luonteenomaista on peittävän kasvillisuuden vähäisyys tai puuttuminen, jolloin aurinko pääsee paistamaan suoraan kasvillisuuden pohjakerrokseen tai paljaaseen maahan. Tällöin lämpötila lähellä maanpintaa kohoaa kyseisellä paikalla huomattavasti muuta ympäristöä korkeammaksi (From 2005). Paahdeympäristöt edustavat usein sukkession alkuvaihetta, sillä ne ovat riippuvaisia ulkoisista häiriötekijöistä. Häiriöitä voivat olla esimerkiksi luontaisesti syntyneet kulot, eroosio, tuuli, vesi ja jää (From 2005). Paahdeympäristöjä esiintyy luontaisesti Suomen olosuhteissa esimerkiksi hiekkarannoilla, dyneillä, harjujen paisterinteillä, kedoilla ja kallioilla (From 2005; Ryttäri 2005).

Luontaisesti syntyneet paahdeympäristöt ovat pitkälti hävinneet tai häviämässä Suomesta esimerkiksi umpeenkasvun, rehevöitymisen, liiallisen kulutuksen ja rakentamisen myötä (From 2005; Nieminen & Sundell 2005; Ryttäri 2005). Osa paahdeympäristön kasvi- ja eläinlajeista onkin säilynyt siirtymällä vastaaviin, ihmistoiminnan luomiin olosuhteisiin (From 2005; Nieminen & Sundell 2005). Ihmisperäisiä, paahdelosuhteita aikaansaavia häiriöitä ovat esimerkiksi laidunnus, niittäminen, kulutus ja tallautuminen (From 2005). Paahdeympäristöjä voikin syntyä ihmistoiminnan seurauksena esimerkiksi hiekkakuoppiin, louhoksiin, kaatopaikoille, sähkölinjojen yhteyteen, tienpientareille, ratapenkoille, ampuma-alueille, pienlentokentille ja erilaisille joutomaille (From 2005; Ryttäri 2005). Ne syntyvät monesti ihmistoiminnan eräänlaisena sivutuotteena (From 2005).

Biodiversiteetin ja siihen liittyvien näkökohtien lisäksi häiriö on toinen merkittävä käsite tässä tutkimuksessa. Häiriötä käytetään terminä kuvaamaan suurta kirjoa erilaisia ilmiöitä, mistä johtuen sen määritelmätkin ovat erilaisia (Dornelas 2010). Grime (1977) määrittelee häiriön yksinkertaisesti prosessiksi, joka vähentää biomassan määrää yhdyskunnasta. Whiten ja Pickettin (1985) määritelmän mukaan häiriö taas on mikä tahansa erillinen tapahtuma, joka häiritsee ekosysteemiä, yhdyskuntaa tai populaation rakennetta ja muuttaa luonnonvaroja, kasvualustan saatavuutta tai fyysistä ympäristöä (White & Pickett 1985). Häiriöllä viitataan sanana yleensä häiriön syihin (Dornelas 2010).

Häiriön perusosat ovat taso ja intensiteetti, jotka määrittelevät ympäristöön kohdistuvan välittömän vaikutuksen (Moloney & Levin 1996). Taso tarkoittaa kaikkien häiriötapatumien koon summaa tietyllä alueella aikayksikköä kohden (Miller 1982). Intensiteetti taas tarkoittaa yleensä paikallisen häiriön aiheuttaman vahingon laajuutta (Moloney & Levin 1996). Esimerkiksi sotilaallisen toiminnan aiheuttama häiriö luokitellaan monissa tutkimuksissa usein sen intensiteetin mukaan (kuva 1).



Kuva 1. Häiriöluokkakartta vuosien 1989–2001 ajalta Fort Rileyn harjoitusalueella Yhdysvalloissa. Luokittelu perustuu siihen, miten monta vuotta sotilaallinen toiminta on kuhunkin havaintopaikkaan keskittynyt (Wang et al. 2014).

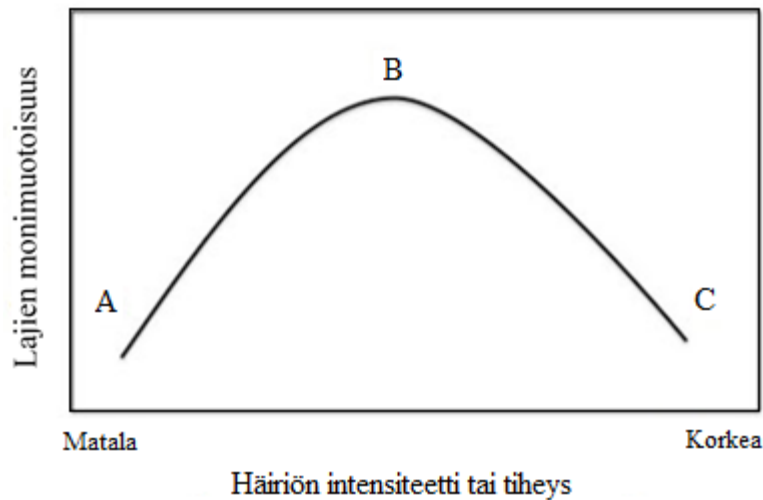
Yksi häiriön perusominaisuuksista on sen erillisuus suhteessa tilaan ja aikaan (White & Pickett 1985). Häiriö on hetkellinen ja paikallinen. Esimerkiksi ilmastonmuutos voi muuttaa biodiversiteettiä, mutta sen globaalien ja pysyvien luonteen voidaan nähdä osoittavan, ettei se ole häiriö (Dornelas 2010). Myrskyjä, joiden on ennustettu lisääntyvän ilmastonmuutoksen myötä, voidaan puolestaan pitää potentiaalisina häiriölähteinä (Schiermeier 2005; Dornelas 2010).

Luonto itse voi tuottaa häiriöitä, jolloin ne toimivat tärkeinä ekosysteemin muovaajina ja rakentajina (Connell 1978; Huston 1979). Ne vapauttavat resursseja ja luovat elinympäristön heterogeenisyyttä, mikä ylläpitää tai jopa lisää lajien monimuotoisuutta (Connell 1978; Huston 1979; White & Pickett 1985; Collins 1992). Luonnon omia häiriöitä ovat esimerkiksi luonnollisesti syntyneet maastopalot, myrskyt, tulivuorenpurkaukset, maanjäristykset ja maanpinnan prosessit (Cushman & Murphy 1993; Schultz & Crone 1998; Dornelas 2010; le Roux & Luoto 2014).

Häiriöt voivat olla myös ihmisperäisiä eli antropogeenisiä. Sotilaallista toimintaa voidaan pitää niiden yhdenlaisena muotona, minkä lisäksi muita tavallisia antropogeenisiä häiriöitä ovat muun muassa päästöt, maan muokkaus, ihmistoiminnasta johtuva ilmaston lämpeneminen, metsästys, laidunnus ja hakkuut (Bengtsson et al. 2000; Dornelas 2010; Murphy & Romanuk 2012, 2014). Antropogeenisillä häiriöillä on liiaksi voimistuessaan usein potentiaalia aiheuttaa vahinkoa ympäristölle (Thrush et al. 2009).

Potentiaalisista negatiivisista vaikutuksistaan huolimatta häiriöt voivat joissain tapauksissa olla myös hyödyksi ympäristölle. Keskitiheiden häiriöiden hypoteesi (intermediate disturbance hypothesis) on teoria, jonka mukaan monimuotoisuus on suurinta alueilla, joita häiritään silloin tällöin (kuva 2, Connell 1978; Huston 1979). Häiriön seurauksena jotkin lajit häviävät ja toisia voi saapua niiden tilalle. Vaikutus kohdistuu lähinnä kasvillisuuteen, sillä eläimistö mukautuu siinä tapahtuviin muutoksiin (Hanski et al. 2003). Jos häiriöt toistuvat usein, lajien monimuotoisuus on oletettavasti alhainen, koska vain nopeasti levittäytyvät ja itävät pioneerilajit onnistuvat asuttamaan alueen ennen uutta häiriötä (kuva 2, C). Jos taas häiriöt toistuvat harvoin, lajien monimuotoisuus on oletettavasti alhainen, koska kilpailussa dominoivat lajit ehtivät syrjäyttää heikommat (kuva 2, A) (Hanski et al. 2003; Hughes 2010). Niinpä häiriöiden toistuessa keskitiheästi on pioneerilajien ja hyvien

kilpailijoiden mahdollista esiintyä alueella samanaikaisesti (kuva 2, B) (Hanski et al. 2003; Svensson et al. 2009; Hughes 2010).



Kuva 2. Keskitiheidien häiriöiden hypoteesi: häiriön intensiteetti tai esiintymistiheys suhteessa lajien monimuotoisuuteen (Hughes 2010).

Keskitiheidien häiriöiden hypoteesi perustuu siihen, että häiriön tapahtuessa paikallinen kasvillisuuden sukessio käynnistyy uudelleen, eivätkä sukcession loppuvaiheen lajit ehdi korvata alkuvaiheen lajeja ennen uutta häiriötä (Chesson & Huntly 1997; Ellner & Fussmann 2003; Hanski et al. 2003). Sukcessio on tärkeä tekijä ekosysteemien dynamiikan ymmärtämisessä. Se tarkoittaa jollakin alueella tapahtuvaa pidempiaikaista ja jatkuvaa prosessia, jossa lajien populaatiot asuttavat aluetta ja häviävät sieltä (Bengtsson et al. 2000; Hanski et al. 2003). Monet harvinaiset kasvilajit ja niistä riippuvaiset eläinlajit kuuluvat sukcession alkuvaiheen lajistoon, joten häiriöiden voidaan tietyissä tapauksissa olettaa ylläpitävän niille edullisia elinympäristöjä. Keskitiheidien häiriöiden hypoteesin on kuitenkin esimerkiksi Mackeyn ja Currien (2001) sekä Svenssonin ja kollegoiden (2009) tutkimuksissa havaittu toimivan vain osittain, joten sen mahdollisesti rajoittunut ennustuskyky lienee syytä huomioida.

Warrenin ja kollegoiden (2007) tutkimuksessa biodiversiteetin on arvioitu maksimoituvan paikoissa, joissa esiintyy monia tyypiltään, toistumistiheydeltään, intensiteetiltään, kooltaan, muodoltaan, kestoajaltaan tai spatiaaliselta ja ajalliselta laajuudeltaan erilaisia

häiriöitä. Niistä voi suuremmissa mittakaavassa syntyä vaihtelevia olosuhteita, joissa monenlaisten lajien on mahdollista esiintyä samanaikaisesti häiriöiden ja sukkession eri vaiheiden muodostamassa elinympäristöjen mosaiikissa. Tällöin alueella voi esiintyä myös merkittävää biodiversiteettiä. Ilmiötä kutsutaan kyseisessä tutkimuksessa heterogeeniseksi häiriöjärjestelmäksi (heterogeneous disturbance regime, Warren et al. 2007).

Heterogeenisen häiriöjärjestelmän kuvaamaan ilmiöön voidaan nähdä viitattavan useissa tutkimuksissa Warrenin ja kollegoiden (2007) antamaa nimitystä varsinaisesti käyttämättä. Sotilaallisen toiminnan intensiteetin epätasaisuuden on todettu tuottavan erilaisia häiriöitä ja niiden kautta monipuolisia olosuhteita (Anderson et al. 2005b; Houser et al. 2006; Wang et al. 2007; Howard et al. 2013). Houserin ja kollegoiden (2006) mukaan häiriökirjo esiintyy usein pienellä alueella, jossa on suhteellisen homogeeninen maaperä, kasvillisuus ja geologia. Andersonin ja kollegoiden (2005b) sekä Wangin ja kollegoiden (2007) mukaan toiminnan spatiaalinen ja ajallinen vaihtelu voi aiheuttaa heterogeenisyyttä myös elinympäristöjen heikentymisen ja maiseman pirstaloitumisen suhteen.

Häiriö esiintyy biodiversiteettivaikutuksiin verrattuna erilaisessa muodossa, kun tarkastellaan sotilaallisen toiminnan vaikutuksia eläinten käyttäytymiseen.

Kansainvälisessä tutkimuksessa on olemassa erilaisia näkemyksiä siitä, miten ihmisperäiset häiriöt voivat vaikuttaa eläinten kokemaan saalistusrisktiin eli siihen, miten ne rinnastavat ihmiset luonnollisten saalistajiensa luomaan uhkaan. Bejderin ja kollegoiden (2009) mukaan esimerkiksi ihmisten tuottamalla melulla ei välttämättä ole vaikutusta eläinten reaktioihin, mikäli ne ovat huomanneet sen vaarattomaksi ja tottuneet siihen esimerkiksi toistuvasti melulle altistumalla. Eläimet voivat jopa käyttää ihmistoimintaa ja siitä syntyvää melua hyödyksi suojautuakseen saalistajilta, jotka voivat olla häiriöille herkempiä (Berger 2007; Francis et al. 2009).

Useiden tutkimusten näkemyksistä poiketen Frid ja Dill (2002) esittävät tutkimuksessaan riski-häiriöhypoteesin (risk-disturbance hypothesis), jonka mukaan melu ja muut antropogeenisten häiriöiden muodot tuovat eläimissä esiin saalistajaan reagoivaa käyttäytymistä, kuten tarkkaavaisuuden lisääntymistä. Tämä taas vie aikaa ja energiaa pois ravinnon etsimisestä, jälkeläisistä huolehtimisesta ja muusta energiaa vaativasta toiminnasta. Riski-häiriöhypoteesissa käytetään häiriötä terminä kuvaamaan eläimen käyttäytymisen poikkeamista niistä tavoista, joita se noudattaisi ilman ihmisen vaikutusta.

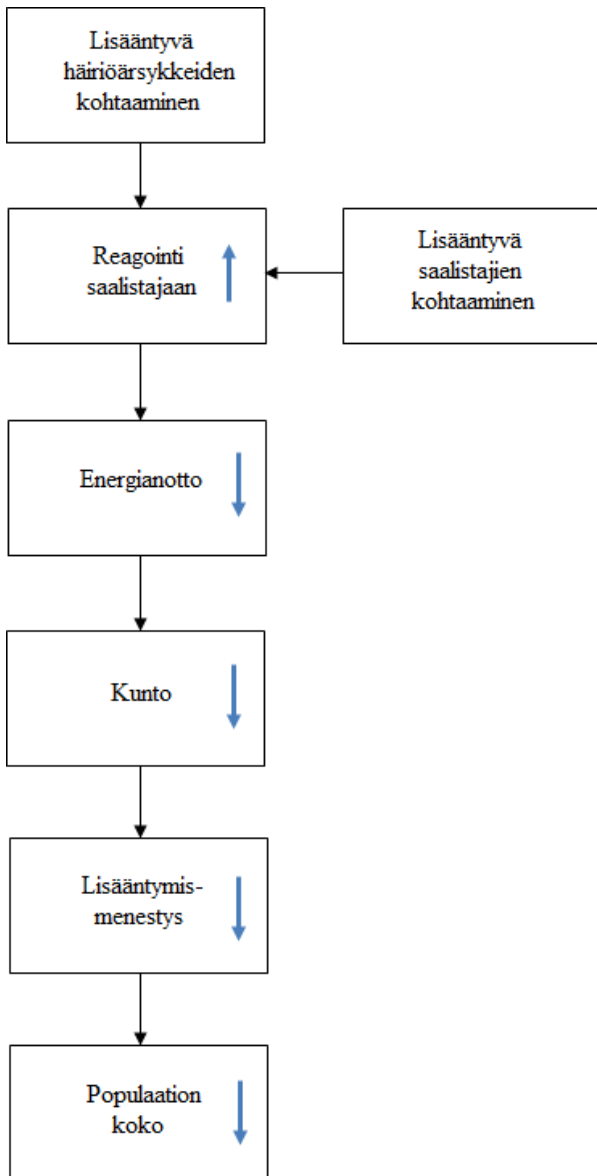
Ihmisiin liittyvästä läsnäolosta, kohteista tai äänistä, jotka luovat häiriön, käytetään puolestaan termiä häiriöärsykkeet (disturbance stimuli, Frid & Dill 2002). Häiriöärsykkeen kohdatessaan eläimen reaktion tulisi noudattaa samoja periaatteita kuin saaliin kohdatessa saalistajan (Madsen 1994; Gill et al. 1996).

Riski-häiriöhypoteesin mukaan saaliseläimet reagoivat yleisesti ottaen uhkaaviin häiriöärsykkeisiin niiden ylitettyä tietyn kynnyksen, vaikka kyseessä olisikin uudenlainen uhka, johon eläin ei ole totunut (Frid & Dill 2002). Ärsykeisiin totuminen on mahdollista, mutta sitä pidetään osittaisena tai jopa merkityksettömänä (Burger & Gochfeld 1990; Bleich et al. 1994; Steidl & Anthony 2000). Sen sijaan vaarattomiksi havaitut, usein toistuvat ärsykkeet voivat aiheuttaa eläimissä pakoontähdön viivästymistä ja tarkkaavaisuuden vähentymistä (Frid & Dill 2002).

Fridin ja Dillin (2002) mukaan eläimet valitsevat elinympäristönsä pyrkimällä tasapainottamaan saalistuksen kohteeksi joutumisen riskin ja resurssien runsauden välistä suhdetta. Todennäköisenä ei pidetä, että eläimet viettäisivät paljon aikaa paikassa, jossa toisaalta on runsaasti resursseja, mutta korkea saalistusriski (Berger 1991; Morris & Davidson 2000). Mikäli eläimen nykyiseen elinalueeseen kohdistuu uhka, riippuu uudelle alueelle siirtyminen riski-häiriöhypoteesin mukaan siirtymisen tuomista suhteellisista kustannuksista ja hyödyistä (Frid & Dill 2002). Joskus eläinten on myös pakko jäädä häiriön kohteena oleville alueille parempien vaihtoehtojen puutteessa (Gill et al. 2001). Pitkäaikaisten, intensiivisten häiriöärsykkeiden voidaan kuitenkin olettaa saavan eläimet muuttamaan elinympäristöään, vaikka resurssien saatavuus voisikin tällöin heikentyä. Niukkojen resurssien piirissä eläminen voi myös herkistää eläinten pakoontähtöä ärsykkeen kohdatessaan, sillä tällöin resurssien luona pysymisen edut eivät todennäköisesti ole suurempia paikalla pysymisen riskeihin verrattuna (Frid & Dill 2002).

Saalistusriskin ja siihen rinnastettavien häiriöärsykkeiden kokeminen voi vaikuttaa välillisesti koko eläinpopulaation dynamiikkaan (kuva 3, Frid & Dill 2002). Korkea saalistusriski voi saada saaliseläimen käyttämään suuren osan ajastaan ja energiastaan muuhun kuin energianottoon, kuten ravinnon hankkimiseen tähtäävään toimintaan. Tällöin eläinten kunto, selviytyminen ja lisääntyminen voivat heiketä (Hik 1995). Niinpä myös pitkäaikaiset ja intensiiviset häiriöärsykkeet voivat riski-häiriöhypoteesin mukaan aiheuttaa

eläinpopulaation heikentymistä eläinten huonontuneen kunnon ja siitä seuraavan lisääntymismenestyksen alenemisen myötä (kuva 3, Frid & Dill 2002).



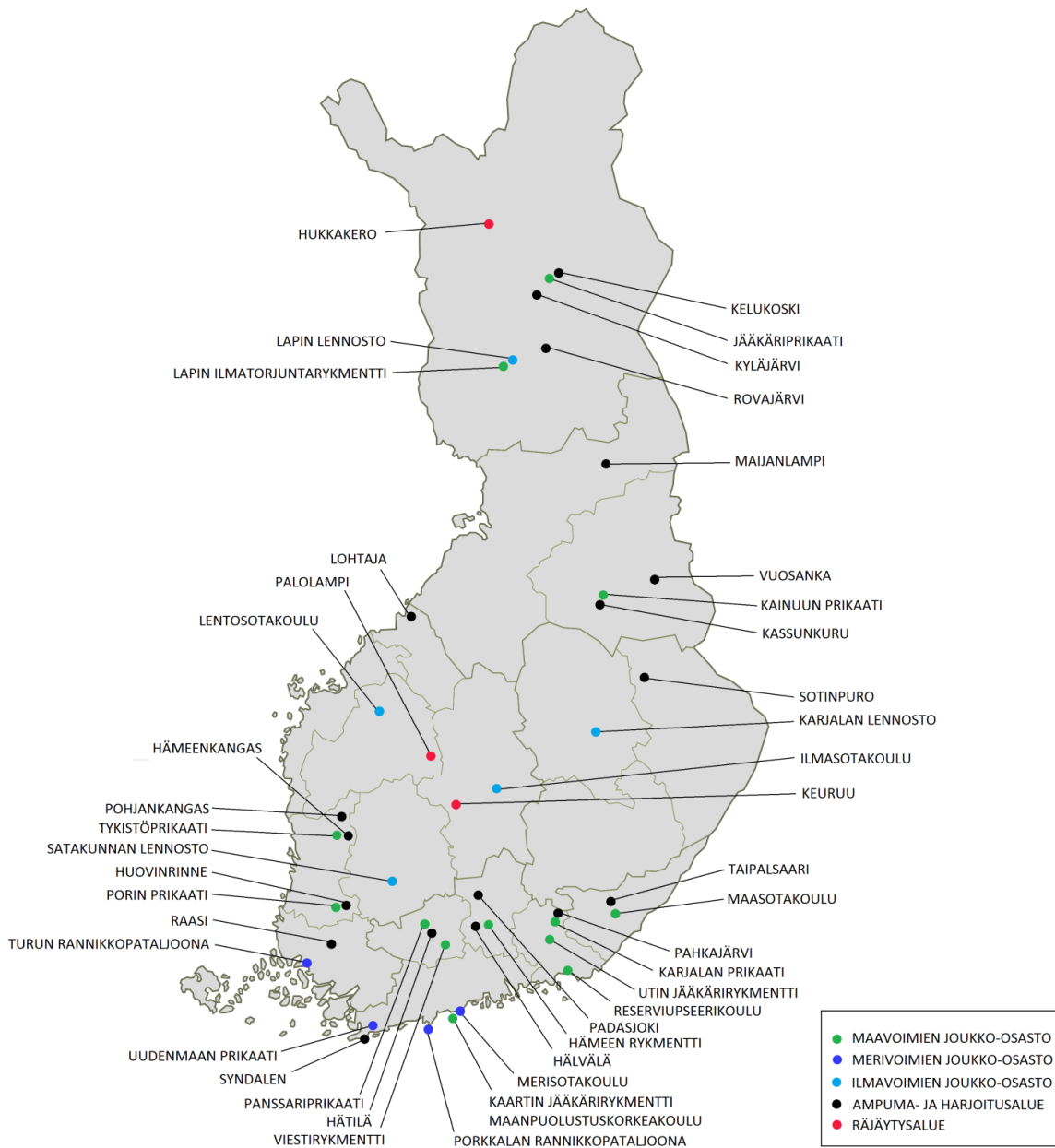
Kuva 3. Eläinten käyttäytymisen mekanismit, joiden kautta lisääntyneet ihmisperäiset häiriöt tai saalistajien kohtaaminen voivat aiheuttaa populaation koon pienenemistä. Alaspäin osoittavat siniset nuolet tarkoittavat vähentymistä ja ylöspäin osoittavat kasvua (Frid & Dill 2002, tekijän muokkaama).

3 TUTKIMUSALUE

Tässä tutkimuksessa tarkasteltava kansainvälinen tutkimus sijoittuu tutkimusalueiden osalta eri puolille maailmaa, joskin suurimmassa osassa tutkimuksista tarkastellaan sotilaallisen toiminnan ympäristövaikutuksia Yhdysvalloissa (esim. Trumbull et al. 1994; Althoff & Thien 2005; Maloney et al. 2005; McDonald & Glen 2007; Delaney et al. 2011). Euroopan valtioista tutkimuksia on löydettävissä erityisesti Saksasta, Iso-Britanniasta, Tšekistä ja Sveitsistä (esim. Hirst et al. 2000a; Robinson et al. 2008; Preston et al. 2009; Brink & Wunderli 2010; Gaertner et al. 2010; Cizek et al. 2013). Eräät tutkimukset sijoittuvat myös Suomen kannalta läheisiin valtioihin, Norjaan ja Ruotsiin (esim. Lin et al. 1995; Andersen et al. 1996; Rylander & Lundquist 1996; Tømmervik et al. 2012). Lisäksi muutama tutkimus tarkastelee Aasian tilannetta erityisesti Korean niemimaahan keskittyen (Higuchi 1996; Kim 1997).

Varsinaisena tutkimusalueena tässä tutkimuksessa toimii Suomi, sillä sen olosuhteita käytetään vertailukohtana kansainvälisen tutkimuksen havaintoihin. Tutkimuksessa tarkastellaan koko Suomea, sillä Suomen Puolustusvoimien toiminta on jakautunut lähes joka puolelle maata (kuva 4). Vaikka toiminnot painottuvat maan eteläosiin, löytyy eri puolustushaarojen joukko-osastoja kuitenkin lähes joka maakunnasta. Ampuma- ja harjoitusalueet, joissa sotilaallisen toiminnan ympäristövaikutukset suurimmalta osin syntyvät, sijaitsevat eri puolilla Suomea aina Lappia myöten (kuva 4). Niinpä myös ympäristövaikutusten voidaan olettaa koskevan ainakin jollain tasolla koko maata.

Sotilaallisen toiminnan ympäristövaikutusten suhteen korostuvat erityisesti ampumatoimintaan käytettävät alueet. Valtakunnallisesti merkittävillä ampuma-alueilla tarkoitetaan pääosin Puolustusvoimien käyttöön varattuja alueita, jotka maantieteellisen laajuutensa, niillä käytettävien raskaiden asejärjestelmien ja raskaiden aseiden ammuntojen ja räjäytystoiminnan toistuvuuden vuoksi edellyttävät erityisiä ympäristönsuojellisia määräyksiä ympäristövaikutustensa perusteella. Merkittäviä ampuma-alueita ovat esimerkiksi Rovajärvi, Lohtaja, Pohjankangas, Säkylä, Pahkajärvi, Taipalsaari, Vuosanka, Hätilä, Santahamina, Hälvälä, Sotinpuro, Kyläjärvi, Kassunkuru, Raasi, Upinniemi ja Syndalen (kuva 4, Warsta 2012).



Kuva 4. Suomen Puolustusvoimien eri puolustushaarojen joukko-osastot, tärkeimmät ampuma- ja harjoitusalueet sekä eräät räjäytysalueet (Pihkala 2011; Puolustusvoimat.fi 2014; Wikimedia 2014, tekijän muokkaama).

4 AINEISTO JA MENETELMÄT

Tutkimuksen aineiston perusta on kerätty kirjallisuustutkimuksena. Lähdekirjallisuus koostuu pääosin kansainvälisistä tutkimuksista laadituista artikkeleista, jotka ovat peräisin laadukkaista, arviointiprosesseja käyttävistä tieteellisistä sarjoista. Osa lähteistä on Suomen Puolustusvoimien julkaisuja, jotka on luokiteltu julkiseksi tiedoksi.

Tutkimusartikkelit haettiin pääosin ISI Web of Science ja Google Scholar –hakukoneilla Internetistä. Uusia artikkeleita etsittiin käymällä artikkelien lähdeluettelot läpi, etsimällä sieltä löytyneet uudet, tutkimusaiheen kannalta relevantit artikkelit ja käymällä edelleen niiden lähdeluettelot läpi, kunnes uusia artikkeleita ei enää ollut löydettävissä.

Artikkelit ja julkaisut luettiin läpi ja niistä poimittiin tutkimuksen kannalta relevantit asiat, jotka kirjoitettiin muistiinpanoiksi. Mukaan poimittiin tarvittaessa myös aiheeseen liittyviä hyvälaatuisia kuvia. Muistiinpanojen perusteella tähän tutkimukseen muodostettiin kansainvälisestä tutkimuksesta tunnistetut ympäristövaikutusten aihekokonaisuudet, joita oli löydettävissä yhteensä seitsemän erilaista. Muistiinpanot jaoteltiin näiden kokonaisuuksien mukaan ja kirjoitettiin valmiiksi tekstiksi, jossa yhdisteltiin tutkimusartikkeleista ja Puolustusvoimien julkaisuista saatua tietoa.

Tämän tutkimuksen taustalla on tekijän Puolustusvoimien tutkimuslaitokselle toimeksiantona laatima raportti ”Ympäristönsuojelu ja –johtaminen puolustushallinnossa”, joka toteutettiin puolustushallinnolta saadun tutkimusluvan vaatimusten mukaisesti. Raportissa tärkeänä tutkimusmenetelmänä toimi lähdekirjallisuuden tarkastelun lisäksi haastattelututkimus, joka toteutettiin puolustushallinnon eli Puolustusministeriön, Puolustushallinnon rakennuslaitoksen ja Puolustusvoimien ympäristöasiantuntijoille. Suurin osa haastattelukysymyksistä käsitteli Puolustusvoimien harjoittamaan sotilaalliseen toimintaan liittyviä ympäristönsuojelun ja –johtamisen näkökohtia, mutta haastateltavien näkemyksiä tiedusteltiin myös ympäristövaikutuksiin liittyen. Pääosin vastaukset käsittelevät Puolustusvoimien periaatteen mukaisesti niitä vaikutuksia, jotka olivat merkittävimpiä toiminnan turvaamisen kannalta (Warsta 2011). Kyseisiä vastauksia on osittain sisällytetty myös tähän tutkimukseen.

Haastattelut toteutettiin puolistrukturoidulla haastattelumenetelmällä, joka Hirsjärven ja Hurmeen (2004) mukaan on lomakehaastattelun ja strukturoimattoman eli vapaasti keskustellen etenevän haastattelun välimuoto. Puolistrukturoiduissa haastatteluissa kysymykset ovat tavallisesti kaikille samat (Hirsjärvi & Hurme 2004). Haastateltaville lähetettiin etukäteen kysymyslista, jonka tarkoituksena oli tarjota mahdollisuus valmistautua tapaamiseen. Itse haastattelutilanteessa kysymykset käytiin läpi vapaan keskustelun muodossa ja vastaukset kirjoitettiin samaan aikaan ylös tietokoneella. Muistiinpanot kirjoitettiin puhtaaksi tapaamisen jälkeen ja laadittiin lopuksi valmiiksi tekstiksi.

5 TULOKSET

Sotilaallisesta toiminnasta syntyy väistämättä ainakin jonkinasteisia ympäristövaikutuksia myös rauhan aikana, koska sitä on harjoiteltava käytännössä. Käytännön harjoittelu puolestaan on toteutettava mahdollisimman realistisissa olosuhteissa, joten esimerkiksi kovapanosammuntoja ja räjäytyksiä voidaan pitää välttämättöminä sotilaallisen suorituskyvyn luomiselle ja ylläpitämiselle (Warsta 2011; Hurmeranta et al. 2012; Walsh et al. 2013). Ampuma- ja harjoitustoiminta voikin potentiaalisesti aiheuttaa hyvin merkittäviä ympäristövaikutuksia (Dale et al. 2008).

Sotilaallisen toiminnan ympäristövaikutukset voivat olla ajallisesti erilaisia. Esimerkiksi lyhytkestoinen melu on väliaikainen häiriö, kun taas haitta-aineiden kertyminen voi ilmetä hitaasti. Vaikutukset voivat olla myös toiminnasta välittömästi seuraavia, kuten kasvillisuuden häviäminen, tai näiden suorien vaikutusten välillisiä ilmentymiä, kuten elinympäristöjen muuttuminen (Warsta 2011). Välilliset vaikutukset ovat usein välittömiä vakavampia, minkä lisäksi ne eivät välttämättä ole heti havaittavissa ja usein myös vaikeasti ennustettavissa. Yksittäiset vaikutukset voivat lisäksi aiheuttaa yhdessä kertaantuvia vaikutuksia, vaikka niiden vaikutukset olisivat erillisinä vain vähäisiä. Yhteisvaikutuksia voi myös syntyä eri toimintojen aiheuttamista vaikutuksista tietyllä alueella (Warsta 2011).

Sotilaallinen toiminta aiheuttaa melua ja tärinää, metalli- ja räjähdysainepäästöjä, fyysisiä vaikutuksia maaperään ja kasvillisuuteen, vesistövaikutuksia, ilmaan muodostuvia päästöjä, eläinten käyttäytymiseen ja populaatioihin kohdistuvia vaikutuksia sekä biodiversiteettivaikutuksia. Melun ja tärinän voidaan nähdä eroavan muista ympäristövaikutuksista siinä mielessä, että niiden vaikutukset kohdistuvat pääasiassa ihmisiin. Melu on kuitenkin myös ympäristösaaste, jonka tiedetään vaikuttavan ihmisten lisäksi eläimiin ja välillisesti luontoon (Hurmeranta et al. 2012). Sitä tarkastellaan eläinten käyttäytymiseen ja populaatioihin kohdistuvien vaikutusten yhteydessä.

Kansainvälinen tutkimus keskittyy ympäristövaikutuksista erityisesti metallipäästöihin, fyysisiin maaperä- ja kasvillisuusvaikutuksiin, eläinten käyttäytymiseen ja populaatioihin sekä biodiversiteettivaikutuksiin liittyviin kokonaisuuksiin. Suomen Puolustusvoimissa

ympäristövaikutuksista taas keskitytään niihin, jotka uhkaavat eniten toiminnan turvaamista (Warsta 2011). Tällaisia ovat erityisesti melu ja värinä, metalli- ja räjähdysainepäästöt sekä luontoon kohdistuvat vaikutukset. Kyseiset näkökohdat toistuivat haastattelututkimuksessa systemaattisesti kysyttäessä sotilaallisen toiminnan merkittävimmistä ympäristövaikutuksista (Harle 2014; Kajander 2014; Koponen 2014; Kralik 2014; Martikainen 2014; Parri 2014; Routaharju 2014; Svanström 2014; Sääksjärvi 2014; Vasikkaniemi 2014; Warsta 2014).

5.1 Melu ja värinä

Melu määritellään ääneksi, jonka ihmiset kokevat epämiellyttäväksi tai joka jollain muulla tapaa on haitallista ihmisten terveydelle tai hyvinvoinnille (Heikkonen et al. 2006; Warsta 2011; Saarinen 2013). Sen vaikutukset voivat kohdistua myös eläimiin ja välillisesti luontoon (Hurmeranta et al. 2012). Melu eroaa muista ympäristövaikutuksista siltä kannalta, että se ei yleensä aiheuta fyysistä, ajallisesti säilyvää pilaantumista. Sen sijaan melun ihmisille ja eläimille aiheuttamat terveysvaikutukset voivat olla pysyviä tai pitkäaikaisia (Warsta 2011).

Sotilaallisen toiminnan meluvaikutukset syntyvät pääosin toiminnasta ampuma-alueilla, mikä tarkoittaa käytännössä pienikaliiperisten ja raskaiden aseiden ammuntoja sekä räjäytyksiä. Ampumamelu jaetaan suupamauksen, lentoäänen ja iskemän aiheuttamiin ääniin (Warsta 2011; Hurmeranta et al. 2012; Kajander 2013). Suupamaus tarkoittaa aseiden piipusta purkautuvien palokaasujen aiheuttaman paineaallon synnyttämää ääntä. Iskemääni syntyy ammuksen iskeytyessä kiinteään materiaaliin tai aineeseen (Hurmeranta et al. 2012). Aseen kaliiperi vaikuttaa melun laatuun (Warsta 2011). Raskaiden aseiden ammunnoista syntyvä melu on tyypillisesti pienikaliiperisia aseita matalataajuisempaa, jolloin melu voi kantautua laajalle alueelle, eikä esimerkiksi kasvillisuus vaimenna sitä kovin tehokkaasti (Warsta 2011; Hurmeranta et al. 2012; Markula & Lahti 2013).

Melun suhteen keskeisessä osassa on sen häiritsevyys ihmisten, erityisesti ampuma-alueen lähiympäristön asukkaiden näkökulmasta. Ampuma- ja räjäytysmelu on impulssimaista eli

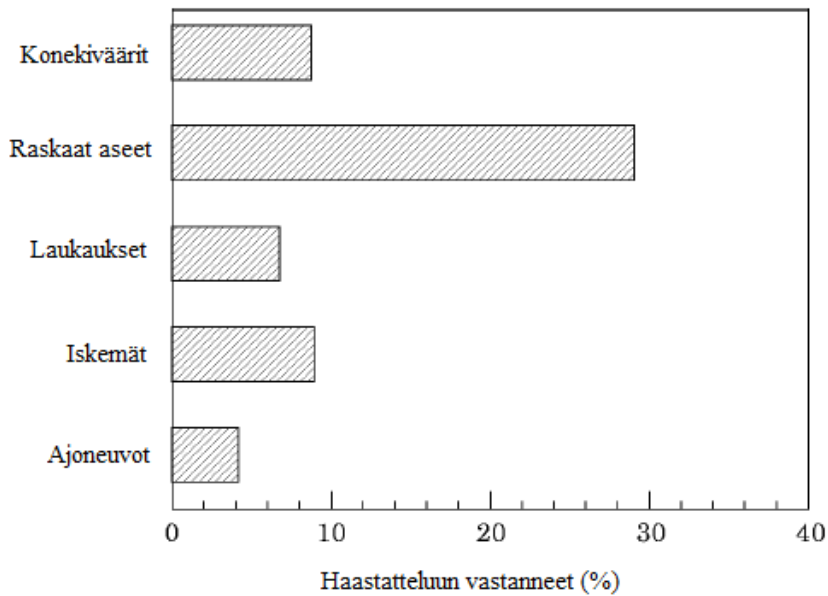
lyhytkestoista, mikä koetaan yleensä jatkuvaa melua häiritsevämmäksi (Heikkonen et al. 2006; Warsta 2011). Impulssimaisuuden lisäksi melun häiritsevyyden lähtökohtana voidaan pitää sitä, että äänitasoltaan kovempi, jatkuva tai yöaikainen melu häiritsee enemmän verrattuna esimerkiksi ajallisesti rajoittuneempaan ja päiväsaikaan tapahtuvaan meluun (Warsta 2011).

Sotilaallisesta toiminnasta aiheutuvalle melulle altistuu Suomessa eri arvioiden mukaan 6500–8000 ihmistä. Tähän voidaan verrata noin 800 000–1 000 000 suomalaista, joiden asuinympäristössä melu ylittää päiväsaikaan ohjearvot eli säädetyt melutason arvot, joita ei normaalisti pidä ylittää (Hurmeranta et al. 2012; Saarinen 2013; Ympäristöraportti... 2013). Kuitenkin käytännössä kaikkien Suomen Puolustusvoimien ampuma-alueiden ja niiden meluvaikutusten piirissä sijaitsee jonkin verran vakituista ja loma-asutusta (Hurmeranta et al. 2012).

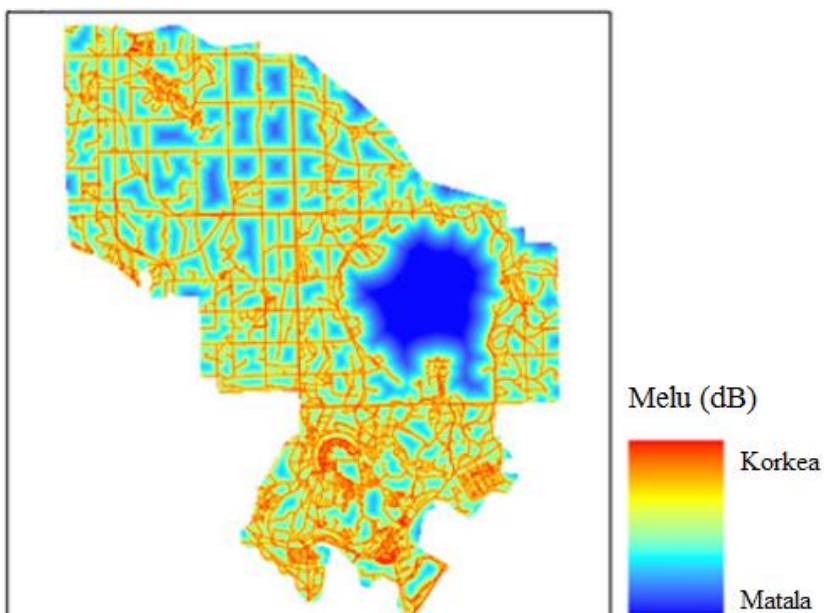
Sotilaallisen toiminnan meluvaikutuksista näyttää olevan olemassa melko vähän kansainvälistä tutkimusta, tärinästä vielä vähemmän. Brinkin ja Wunderlin (2010) mukaan ampumameluvaikutukset koskevat yleensä vain pientä osaa ihmisistä, minkä vuoksi siitä on olemassa vain vähän tutkittua tietoa. Yleisempiä ovat selkeästi terveydellisiin näkökohtiin, kuten melun kuulovaikutuksiin keskittyvät tutkimukset (esim. Jokitulppo et al. 2008). Melun ärsyttävyydestä on kuitenkin löydettävissä jonkin verran tietoa. Brinkin ja Wunderlin (2010) Sveitsissä toteuttaman, eri kaliiperisten aseiden ampumamelua tarkastelleen tutkimuksen mukaan ärsyttävyyteen vaikuttivat voimakkaasti itse meluun varsinaisesti liittymättömät seikat, kuten ihmisten asenne asevoimia kohtaan sekä yksilön ääniherkkyys. Rylanderin ja Lundquistin (1996) Ruotsissa toteuttamassa tutkimuksessa tarkasteltiin erityisesti raskaiden aseiden melun ärsyttävyyttä, ja noin 30 % tutkimukseen haastatelluista ihmisistä kokikin ärsyntyneensä kyseisestä melutyypistä (kuva 5). Melutapahtumia tarvittiin vain vähän merkittävän ärsyyntymisen aikaansaamiseksi (Rylander & Lundquist 1996). Raskaiden aseiden melun on myös todettu aiheuttavan ärsyyntymistä etenkin illalla tai yöllä tapahtuessaan (Bullen et al. 1991).

Ampuma- ja räjäytystoiminnan lisäksi ajoneuvot voivat aiheuttaa meluvaikutuksia (kuva 5). Esimerkiksi Johnsonin ja kollegoiden (2011) tutkimuksessa melua käytettiin yhtenä tekijänä pyrittäessä tunnistamaan mahdollisesti tarpeettomia teitä, jotka voitaisiin poistaa käytöstä kustannusten ja ympäristövaikutusten minimoimiseksi (kuva 6). Ajoneuvojen

meluvaikutusta voidaan kuitenkin pitää selkeästi vähäisempänä ammuntoihin ja räjäytyksiin verrattuna (kuva 5).



Kuva 5. Ruotsalaisella ampumaradalla syntyvät, ärsyttävimmät melutyypit tutkimukseen haastateltujen ihmisten kokemusten perusteella (Rylander & Lundquist 1996, tekijän muokkaama).



Kuva 6. Yhdysvaltalaisen Fort Rileyn harjoitusalueen teiden mallinnettu meluvaikutus (Johnson et al. 2011, tekijän muokkaama).

Melun lisäksi tärinä on merkittävä vaikutus erityisesti niillä alueilla, joilla käytetään raskaita aseita ja räjähteitä. Vaikutukset kohdistuvat erityisesti rakennuksiin, joissa ammunnoista ja räjähdyksistä syntyvä, ilmassa etenevä paineaalto voi aiheuttaa tärinää useiden kilometrienkin päässä ampuma-alueesta (Hurmeranta et al. 2012; Markula & Lahti 2013). Vaikka tärinä näyttää olevan merkittävä ammuntoihin ja räjäytyksiin liittyvä ympäristövaikutus, näyttää siitä olevan löydettävissä hyvin vähän tutkimusta.

5.2 Metall- ja räjähdysainepäästöt

Sotilaallisesta toiminnasta syntyy haitta-ainepäästöjä, joilla tässä tarkoitetaan erityisesti ampumaratojen ja –alueiden metallipäästöjä sekä raskaiden aseiden ammunnoista ja räjäytyksistä syntyviä räjähdysainepäästöjä. Metallipäästöjä tarkastellaan tässä tutkimuksessa niiden metallien osalta, jotka voivat olla ihmisille tai ympäristölle myrkyllisiä tai aiheuttaa pilaantumista, mukailen Duffusin (2002) raskasmetallien määritelmää. Itse raskasmetallin termiä ei tässä tutkimuksessa käytetä sen määrittelyyn liittyen erilaisten tulkintojen ja niihin liittyen mahdollisten epäselvyyksien vuoksi.

Räjähdysaineet ovat energettisiä materiaaleja, jotka vapauttavat hajotessaan paljon energiaa hapettumisprosessin kautta. Energeettisiä materiaaleja käytetään räjähteissä, jolloin energia vapautuu äkillisesti, ja polttoaineina esimerkiksi raketeissa, jolloin energia vapautuu kontrolloidummin (kuva 7, Badgular et al. 2008; Mehrkesh & Karunanithi 2013). Räjähdysaineet ovat lisäksi osa räjähtävien aineiden kokonaisuutta, joka voidaan jakaa myös ruuteihin ja pyroteknisiin aineisiin (Pihkala 2011). Ruuti on yleisnimitys aineille tai seoksille, joita käytetään työntövoimana lentävissä ammuksissa, kuten luodeissa, kranaateissa, ohjuksissa tai raketeissa. Ne kuuluvat deflagroitaviin eli palaviin aineisiin. Pyroteknisiä aineita puolestaan käytetään aikaansaamaan lämpö-, valo-, savu-, viive- ja ääniefektejä. Varsinaisia räjähdysaineita ovat detonoivat eli äkillisesti räjähtävät aineet (Pihkala 2011).

Metallit ja räjähdysaineet voivat päätyä ammuksista ja räjähteistä maaperään, jossa ne voivat aiheuttaa haitallisia vaikutuksia maaperän organismeihin, sitä kautta maanpäälliseen

eliöstöön ja jopa koko ekosysteemiin (Rantalainen et al. 2006; Pihkala 2011).

Ampumatoiminta aiheuttaa Suomessa myös suhteellisen paljon maaperän pilaantumista, vaikka merkittävimmät maaperää likaavat tekijät ovatkin polttoaineen jakelu ja jätteenkäsittely (Pyy et al. 2013). Metallit ja räjähdysaineet voivat liikkua maaperässä ja päätyä lopulta pohjaveteen, jolloin ne voivat muodostaa juomaveden kautta huomattavan riskin ihmisten terveydelle.



Kuva 7. Energeettisten yhdisteiden jäämiä lumessa: rakettimoottorin polttoainejäämiä ja kranaatinheittimen osumapaikka (Walsh et al. 2013).

5.2.1 Metallit

Metallipäästöistä suurin osa syntyy pienikaliiperisten aseiden ampumaradoilla. Suomen Puolustusvoimien käyttämien rynnäkkökiväärien ja tavallisimpien pistoolien luodit koostuvat lyijystä (71–74 %), kuparista (23 %), antimonia (1–4 %) ja sinkistä (3 %, Warsta 2011). Kyseiset metallit muodostavat myös kansainvälisestä näkökulmasta pääosan ammuntojen metallikuormasta, josta suurin osa on ammusten päämateriaalia, lyijyä (Nyman & Kurkela 1993; Lin et al. 1995; Astrup et al. 1999; Sorvari et al. 2006; Robinson et al. 2008; Clausen & Korte 2009; Heier et al. 2009; Warsta 2011; Evangelou et al. 2012; Siebielec & Chaney 2012; Kajander 2013). Muita ammuksissa käytettäviä metalleja ovat esimerkiksi rauta, mangaani, alumiini, nikkeli, kromi, barium, arseeni ja kadmium (Lin et al. 1995; Heikkonen et al. 2006; Sorvari 2007; Evangelou et al. 2012).

Lyijy on suurista päästömäärästään johtuen tunnistettu haasteelliseksi metallipäästökseksi, sillä se kertyy luontoon ja on myrkyllistä ihmisille, eläimille ja kasveille (Heikkonen et al. 2006; Warsta 2011). Ampumaradoille voi kertyä huomattavia lyijymääriä (Murray et al. 1997; Heikkonen et al. 2006; Rantalainen et al. 2006). Suomessa monien ratojen onkin todettu olevan saastuneita erityisesti lyijystä sekä antimonista (Sorvari et al. 2006; Sorvari 2007). Ampumaradan saastekuorma riippuu radan iästä, toiminnan ja ammusten tyypistä sekä ammuttujen laukausten määrästä (Sorvari 2007; Kajander 2013). Suomen Puolustusvoimien ampumaradoilla ja -alueilla ammuttiin vuonna 2012 noin 20 miljoonaa rynnäkkökiväärin laukausta, mikä tarkoittaa yli 100 000 kg lyijykuormitusta vuodessa. Samana vuonna ammuttiin lisäksi noin 1,5 miljoonaa laukausta lyijyttömiä alumiiniluoteja sekä noin 25 000 laukausta raskaita ampumatarvikkeita (Ympäristöraportti... 2013).

Kivääriammunnoissa luodit kertyvät ampumaradan taustavalleihin, jotka ovat usein luonnonmateriaalia, kuten hiekkaa (Nyman & Kurkela 1993; Astrup et al. 1999; Sorvari 2007). Kun luodit iskeytyvät valliin, hankaus aiheuttaa lyijyn ja muiden metallien vapautumisen ympäristöön (Hardison et al. 2004). Pidemmällä aikavälillä ammuksset voivat hajota rapautumalla (Sorvari 2007). Näin metallit pääsevät kulkeutumaan maaperään. Ampumaradoilla pilaantuminen on yleensä keskittynyt taustavallien iskemäkohtiin ja niiden läheisyyteen (Heikkonen et al. 2006). Myös raskaiden aseiden ammunnoista ja räjäytyksistä voi seurata metallipäästöjä ammusromun, kuten kranaatinkuorten sirpaleiden muodossa (Hurmeranta et al. 2012). Päästöt koostuvat pääosin raudasta ja mangaanista, ja keskittyvät maaliialueille (Heikkonen et al. 2006; Hurmeranta et al. 2012).

5.2.2 Räjähdyksineet

Sotilaallisesta toiminnasta aiheutuvat räjähdysainepäästöt ovat pääasiassa peräisin raskaiden aseiden ja räjähteiden käytöstä. Raskaan aseiden ammus koostuu kuoresta, räjähdysainetäytteestä, räjäyttimestä, johtorenkaasta, välikappaleesta ja sytyttimestä (Hurmeranta et al. 2012). Sotilasräjähdeissä yleisimmin käytetty räjähdysaine on trinitrotolueeni (TNT), jota käytetään muun muassa kranaateissa ja miinoissa (Lewis et al. 2004; Pihkala 2011; Hurmeranta et al. 2012). TNT:tä tehokkaampi räjähdysaine on heksogeeni (Royal Demolition eXplosive, RDX), jota käytetään muun muassa nalleissa,

räjäyttimissä sekä kranaattien ja ontelohanosten täytteenä (Pihkala 2011). Räjähdeissä käytetään usein myös oktogeeniä (High Melting eXplosive, HMX), joka on RDX:n epäpuhtaus, mutta myös itsessään voimakas räjähdysaine (Pihkala 2011; Hurmeranta et al. 2012).

Räjähdysaineen mahdollinen pääsy maahan määräytyy pääosin räjähdystapahtuman kautta. Räjähdysten tapahtuessa suunnitellusti (korkean kertaluvun räjähdys, high order detonation, HO-detonaatio) päästöt ovat vähäisiä, koska räjähdysaineet palavat lähes täydellisesti (Heikkonen et al. 2006; Pihkala 2011; Hurmeranta et al. 2012; Ympäristöraportti... 2013). Jos ammus taas räjähtää vaillinaisesti (matalan kertaluvun räjähdys, low order detonation, LO-detonaatio), voi räjähdysainetta päästä maahan ammuksen kuoren rikkoutuessa (Jenkins et al. 2006; Pihkala 2011; Hurmeranta et al. 2012; Ympäristöraportti... 2013). Ammus voi myös jäädä räjähtämättä (suutari, unexploded ordnance, UXO), jolloin räjähdysainetta voi päästä ympäristöön kuoren rikkoutuessa itse iskemässä, toisen ammuksen vaikutuksesta, raivauksen yhteydessä tai ajan mittaan puhki ruostumalla (Pihkala 2011; Hurmeranta et al. 2012).

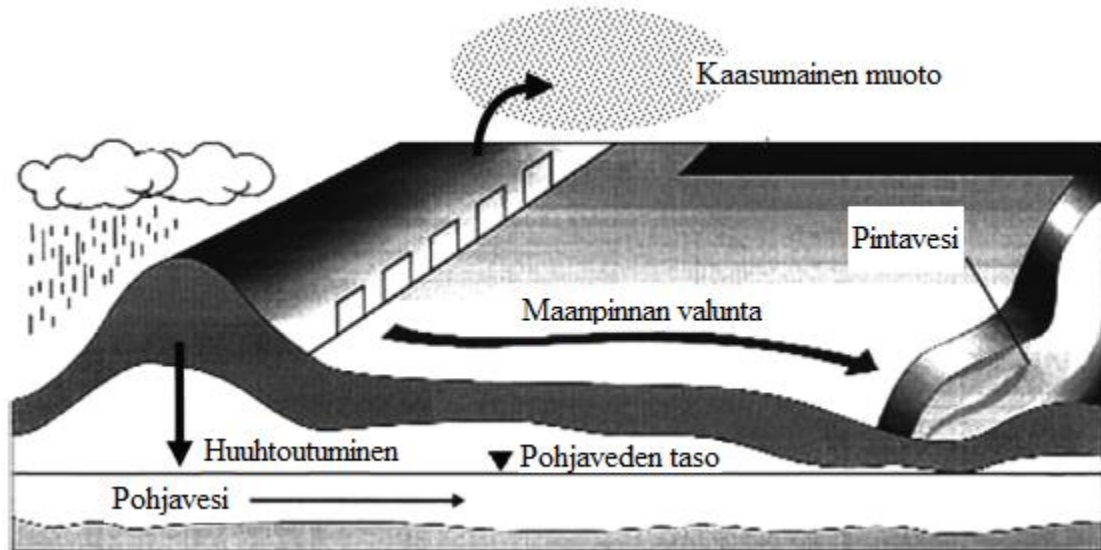
Suutarien fyysikaalinen ja kemiallinen hajoaminen on todettu ympäristöriskiksi, jolla on merkittävä ajallinen ulottuvuus ammusten rapautumisen vuoksi (Pihkala 2011). Juuri räjähtämättömien ja osittain räjähtäneiden ammusten onkin todettu aiheuttavan huomattavimman räjähdysainepäästöriskin (Pihkala 2011; Walsh et al. 2013; Ympäristöraportti... 2013). Walshin ja kollegoiden (2013) mukaan yksi rikkoutunut, räjähtämätön ammus voi arvion mukaan johtaa yhdessä paikassa suurempaan saastumiseen kuin 100 000 korkean kertaluvun räjähdystä koko maalialueella.

Räjähdysaineet hajoavat maahan päästessään melko nopeasti auringonvalon vaikutuksesta, mutta toisaalta moni niiden hajoamistuote tiedetään myrkylliseksi (Warsta 2011; Hurmeranta et al. 2012). Päästöt ovat kuitenkin todennäköisesti paikallisia, sillä niiden pitoisuuksien on havaittu laskevan syvyyden ja etäisyyden kasvaessa räjähdyspaikasta (Clausen et al. 2004; Pihkala 2011). Päästöihin liittyvien riskien vuoksi ne näyttävät kuitenkin olevan ajankohtainen aihe Suomen Puolustusvoimissa, jonka ympäristöasiantuntijoista useampi mainitsi päästöt merkittävänä ympäristövaikutuksena (Martikainen 2014; Sundell 2014; Sääksjärvi 2014).

5.2.3 Kulkeutuminen ja kertyminen

Metallit ja räjähdysaineet voivat aiheuttaa merkittäviä haittavaikutuksia, jos ne materiaaleista irrottuaan pääsevät kulkeutumaan maanpinnasta syvemmälle maaperään ja pahimmillaan jopa pohjaveteen asti (Heikkonen et al. 2006). Pilaantuneen pohjaveden käyttö juomavetenä aiheuttaa ihmisille huomattavan terveysriskin (Robinson et al. 2008). Aineiden liikkuvuuteen vaikuttaa suurelta osin niiden reagointi maaperän ominaisuuksien kanssa. Pohjaveden kulkeutumista määrittää lisäksi pohjaveden taso (Nyman & Kurkela 1993; Clausen et al. 2004; Sorvari 2007; Kajander 2013).

Metallit huuhtoutuvat tavallisimmin maahan suodattuun sadeveteen liuenneina alaspäin maaperässä, jossa ne voivat pohjaveden tason saavuttaessaan kulkeutua sen virtausten mukana (kuva 8, Sorvari 2007; Clausen & Korte 2009). Aineet voivat myös kulkeutua pintavalunnan mukana vesistöihin tai kaasumaisessa muodossa, jollaiseksi esimerkiksi arseeni ja antimoni voivat muuntua (kuva 8, Sorvari 2007; Pihkala 2011).



Kuva 8. Ampumaradan metallipäästöjen kulkeutumisprosessit (Clausen & Korte 2009, tekijän muokkaama).

Metallien kulkeutumiseen maaperässä vaikuttavat tutkimusten mukaan muun muassa kosteus, lämpötila, maalaji, alhainen pH ja humuspitoisuus (Turpeinen et al. 2000; Labare

et al. 2004; Sorvari et al. 2006; Heier et al. 2009; Warsta 2011; Evangelou et al. 2012; Ympäristöraportti... 2013). Happamuuden ja hiekkaisuuden on todettu edistävän esimerkiksi lyijyn muuttumista liikkuvampaan muotoon (Murray et al 1997; Sorvari et al. 2006; Sorvari 2007). Eräät tutkimukset ovat myös havainneet arseenin ja antimoinin lyijyäkin liikkuvammiksi ja samalla myrkyllisemmiksi (Johnson et al. 2005; Sorvari 2007; Evangelou et al. 2012).

Metallit liukenevat yleensä melko pieninä määrinä, joten päästöjen laajempaa leviämistä arvioidaan tapahtuvan harvoin (Kajander 2013; Ympäristöraportti... 2013). Kohonneet metallipitoisuudet keskittyvät yleensä pintamaan ylimpään 0,5 metriin (Kajander 2013). Esimerkiksi lyijy, kupari ja antimoni sitoutuvat tyypillisesti maan orgaaniseen pintakerrokseen (Bindler et al. 1999; Turpeinen et al. 2000; Warsta 2011). Myös suomalaisilla ampumaradoilla lyijyasaastumisen on todettu rajautuneen suurimmalta osin maan humuskerrokseen, ja vain vähäisten määrien on todettu siirtyneen alemmas mineraalimaahan (Nyman & Kurkela 1993; Turpeinen et al. 2000). Suomen Puolustusvoimien ampumaratojen taustavalleissa lyijyä on havaittu noin metrin syvyydeltä iskemäkohdasta alaspäin (Warsta 2011).

Räjähdyksaineiden tiedetään säilyvän maaperässä ja pohjavedessä pitkään, ja kulkeutuvan etenkin vettä läpäisevillä hiekkaisilla mailla (Warsta 2011). Yksi tärkeimmistä räjähdysaineiden kulkeutumiseen vaikuttavista prosesseista on yhdisteiden kiinnittyminen ja irtoaminen ympäröivästä materiaalista eli sorptio ja desorptio (Pihkala 2011). TNT, RDX ja HMX on havaittu melko huonosti kulkeutuviksi, koska ne kiinnittyvät tavallisesti maapartikkeleihin ja absorboituvat maaperän orgaaniseen ainekseen. Nopean hajoamisen lisäksi niiden vesiliukoisuus on alhainen (Hurmeranta et al. 2012). Clausenin ja kollegoiden (2004) tutkimuksessa RDX:n havaittiin olevan eniten ja TNT:n vähiten liikkuvainen, joskaan mikään tarkastelluista aineista ei kulkeutunut kauas lähteestä. Energeettisiin yhdisteisiin voidaan kuitenkin nähdä liittyvän riskejä, sillä monet niistä ovat vesiliukoisia ja tällöin myös helpommin pohjaveteen liikkuvia (Racine et al. 1992; Walsh et al. 1996; Clausen et al. 2004; Walsh et al. 2013).

Jos maakerros pohjaveden päällä on ohut, on metalleilla luonnollisesti lyhyempi matka päästä sinne maaperässä kulkeutuessaan (Nyman & Kurkela 1993; Hardison et al. 2004). Pääosin lyijystä syntyneitä vaikutuksia on havaittu matalissa pohjavesissä, mutta tiedossa

ei ole, että ainakaan Suomessa Puolustusvoimien pienaseiden ammunnat olisivat pilanneet pohjaveden käyttökelpottomaksi (Kajander 2013). Lyijyn ja muiden metallien siirtymistä pohjaveteen suurina pitoisuuksina ei pidetä kovin todennäköisenä, ja sen arvioidaan olevan mahdollista pohjaveden mataluudesta johtuen lähinnä tilanteessa, jossa maan humuskerros puuttuu kokonaan (Nyman & Kurkela 1993; Turpeinen et al. 2000). Suomen olosuhteissa riskiä kuitenkin lisää se, että Puolustusvoimien ampumaradoista noin neljännes ja merkittävistä ampuma- ja harjoitusalueista yhdeksän kappaletta sijoittuu pohjavesialueille (Ympäristöraportti... 2013).

Maaperään ja pohjaveteen päästessään metallit voivat aiheuttaa välillisesti elolliseen ympäristöön kohdistuvia vaikutuksia, jotka muodostavat moniulotteisen verkoston saasteen, maaperän ominaisuuksien sekä maanalaisten ja –päällisten organismien välillä. Jos aineet aiheuttavat muutoksia maan alla, vaikuttavat ne myös maanpäälliseen eliöstöön ja voivat ulottua näin jopa koko ekosysteemin laajuiseksi (Rantalainen et al. 2006; Pihkala 2011). Erityisesti lyijyn on havaittu potentiaalisesti häiritsevän maaperän selkärangattomien lisääntymistä ja kasvua, lisäävän niiden kuolleisuutta ja kertyvän saaliseläimistä saalistajiin (Spurgeon et al. 1994; Sorvari 2007). Myös mikrobien määrä on havaittu pienemmäksi lyijystä voimakkaasti saastuneessa maassa. Toisaalta eräiden maaperän organismien on myös arveltu kehittyneen lyijylle jossain määrin vastustuskykyisiksi (Rantalainen et al. 2006).

Kasveihin voi kertyä liikkuvassa muodossa olevia metalleja veden mukana, jota ne ottavat maasta juurillaan (Johnson et al. 2005; Evangelou et al. 2012). Metallien kertyminen voi muun muassa häiritä kasvien kasvua ja olla välillisesti riski niitä ravintonaan hyödyntäville eläimille ja ihmisille (Patra et al. 2004; Rantalainen et al. 2006; Robinson et al. 2008). Esimerkiksi Yhdysvalloissa, Suomessa ja Sveitsissä toteutetuissa tutkimuksissa on ampumarata-alueilla kasvavista kasveista havaittu kohonneita lyijy-, antimoni-, kupari- ja nikkelpitoisuuksia (Labare et al. 2004; Heikkonen et al. 2006; Robinson et al. 2008). Lisäksi Manninen ja Tanskanen (1993) havaitsivat kohonneita lyijypitoisuuksia suomalaisella ampumaradalla kasvavista sienistä ja marjoista.

Kansainvälisessä tutkimuksessa tulokset metallien kertymisestä kasveihin ovat osin ristiriitaisia, sillä eräissä tutkimuksissa kasveihin ei havaittu huomattavasti kertyvän esimerkiksi lyijyä tai antimonia, vaikka lyijypäästöt olivat suuria ja antimonin liikkuvuus

oli hyvä (Manninen & Tanskanen 1993; Rooney et al. 1999; Robinson et al. 2008; Evangelou et al. 2012). Kasvillisuuden on joskus havaittu voivan jopa varsin hyvin voimakkaastikin lyijystä saastuneilla alueilla (Rantalainen et al. 2006). Rantalaisen ja kollegoiden (2006) mukaan kasvillisuuden reaktioiden erot voivat mahdollisesti liittyä maaperän ominaisuuksiin tai erilaisiin päästömääriin.

Maaperään kulkeutuneet metallit voivat vaikuttaa elämistöön erityisesti, jos ne pääsevät ravintoketjuun. Lyijy on myrkyllistä eläimille ja todettu erityiseksi riskiksi niille, jotka altistuvat pilaantuneelle maalle etsiessään ravintoa esimerkiksi ampumaratojen läheltä (Vyas et al. 2000; Lewis et al. 2001; Bannon et al. 2011). Bennettin ja kollegoiden (2007) mukaan riskiryhmään kuuluvat muun muassa kastematoja syöviä eläimet, kuten linnut ja kontiaiset. Eläimet voivat myös syödä luoteja luullen niitä erehdyksessä esimerkiksi marjoiksi tai siemeniksi, tai tarkoituksella lyijysuolojen maun vuoksi (Lewis et al. 2001).

Ekosysteemitasolla metallipäästöt voivat heikentää koko järjestelmän toimintaa, jos ne pääsevät kulkeutumaan eteenpäin ravintoketjussa (Robinson et al. 2008). Suomessa ampumaratojen suurten paikallisten lyijykuormitusten on todettu vaikuttaneen boreaalisiin metsäekosysteemeihin esimerkiksi nostamalla maaperän pH:ta (Rantalainen et al. 2006). Rantalainen kollegoineen (2006) arvioi pilaantumisen kuitenkin vaikuttavan ekosysteemeihin kokonaisuudessaan suhteellisen vähän huolimatta niiden osiin kohdistuvista muutoksista.

5.3 Fyysiset vaikutukset maaperään ja kasvillisuuteen

Ampuma- ja räjäytystoiminnan lisäksi sotilasjoukkojen liikkuminen ja raskaan kaluston käyttö kuuluvat olennaisesti sotilaalliseen toimintaan. Niistä voi kuitenkin seurata maaperään ja kasvillisuuteen kohdistuvia fyysisiä vaikutuksia, joista suurin osa liittyy maaston kulumiseen, maan tiivistymiseen ja erilaisiin muutoksiin kasvipeitteessä (DeBusk et al. 2005). Erilaisten ammusten räjäyttämisen ja niistä syntyvät maastopalot aiheuttavat kasvillisuuden kulumista (Warren & Herl 2005; Jenkins et al. 2006). Kansainvälinen

tutkimus näyttää kuitenkin keskittyvän pitkälti kaluston ja sotilasjoukkojen liikkumisen aiheuttamiin vaikutuksiin.

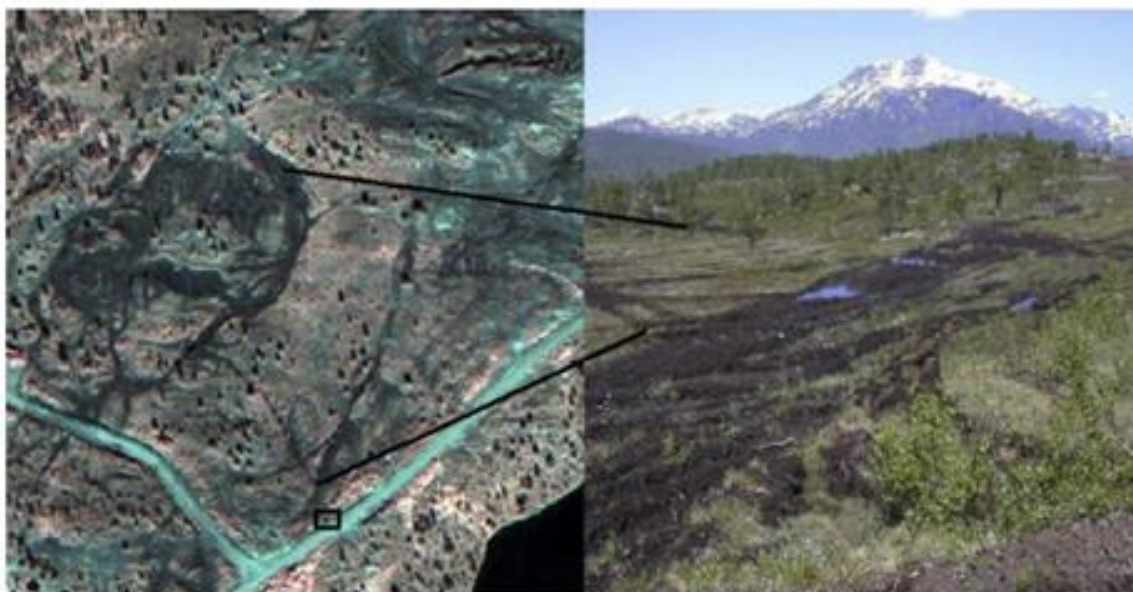
Erityisesti raskas kalusto, jolla tässä tarkoitetaan asevoimien käyttämiä panssarivaunuja ja erilaisia pyörällisiä ajoneuvoja, voi liikkeessaan tiivistää maaperää ja kuluttaa maanpintaa tuhoten samalla kasvillisuutta (Luhtio 2011; Warsta 2011). Maaperän kulumisen ja tiivistymisen tunnistettiin huomioitavaksi ympäristövaikutukseksi myös useammassa ympäristöasiantuntijoiden haastattelussa (Helkala 2014; Martikainen 2014; Svanström 2014). Sotilasjoukkojen liikkumisesta syntyy kalustoon verrattuna lievempiä vaikutuksia, mutta myös tallaus voi aiheuttaa maaston kulumista ja maaperän tiivistymistä. Lisäksi harjoitustoimintaan liittyvä leiriytyminen ja maan kaivaminen esimerkiksi poteroita varten voivat aiheuttaa huomattavia, vaikkakin lähinnä paikallisina pidettyjä vaikutuksia (Luhtio 2011). Maan tiivistyminen voi lisätä pintavalunutta ja heikentää maaperän laatua, mikä edelleen voi huonontaa kasvillisuuden toipumismahdollisuuksia epäedullisten kasvuolosuhteiden vuoksi.

Kasvillisuuden häviäminen ja maanpinnan kulumisen lisää eroosion mahdollisuutta ja voi muuttaa uusiutuvan kasvillisuuden rakennetta (DeBusk et al. 2005). Muokkaantuneeseen maahan voi levitä epätoivottavina vieras- tai rikkakasvilajeina pidettyjä tulokkaita, jotka voivat joissain tapauksissa syrjäyttää kilpailussa huonommin pärjääviä endeemisiä lajeja (Hirst et al. 2000b). Tämä voi johtaa kasvillisuuden monimuotoisuuden vähentymiseen (Dale et al. 2002). Kulutus ja maan tiivistyminen voivat myös johtaa elinympäristöjen häviämiseen (Jansen 1997). Toisaalta kulutus voi tietyissä tapauksissa luoda myös positiivisia vaikutuksia, jotka kohdistuvat pääasiassa biodiversiteettiin.

5.3.1 Maaston kulumisen

Sotilaallinen toiminta voi aiheuttaa paikoin voimakastakin maaston kulumista pääosin raskaan kaluston liikkumisen sekä sotilasjoukkojen tallauksen ja muiden harjoitustoimintaan liittyen toimintojen seurauksena. Kulumisen ilmenee toiminnan tyypistä ja intensiteetistä riippuen yleensä ensin kasvillisuuspeitteen litistymisenä, harvenemisenä ja pahimmillaan häviämisenä, maanpinnan paljastumisena ja muokkaantumisenä sekä erilaisina ajoneuvojen muodostamina urina (Luhtio 2011).

Raskas kalusto aiheuttaa melko väistämättä kulumista, sillä sen tehtävät vaativat usein kykyä kulkea maasto-olosuhteissa (Anderson et al. 2005a). Ajotyylin on tutkimuksissa havaittu olevan tärkeässä yhteydessä vaikutusten syntymiseen. Kun ajoneuvo liikkuu suoraan tai tekee loivan käännöksen alhaisella nopeudella, kasvillisuus yleensä litistyy eikä irtoa maasta (Foster et al. 2006; Li et al. 2007). Ajoneuvon tehdessä tiukan käännöksen suuremmalla nopeudella voi se kuitenkin rikkoa ja paljastaa maanpintaa ja tällöin irrottaa myös kasvillisuutta (Ayers et al. 1994; Milchunas et al. 1999; Foster et al. 2006; Li et al. 2007). Fosterin ja kollegoiden (2006) mukaan äkillisiä käännöksiä ei käytännössä voi kuitenkaan juuri tehdä suurilla nopeuksilla vaarantamatta ajoneuvon vakautta. Erityisesti panssarivaunujen telojen on havaittu aiheuttavan voimakasta kulutusta. Milchunasin ja kollegoiden (1999) sekä Granthamin ja kollegoiden (2001) mukaan yksi panssarivaunun käänös voi tuottaa yhtä paljon vaikutuksia kuin kahdeksan suoraa yliajtoa.



Kuva 9. Satelliittikuva raskaiden panssariajoneuvojen muodostamista urista Setermonien harjoitusalueella Norjassa. Neliö kartassa merkitsee oikeanpuoleisen valokuvan kuvauspaikan sijoittumista (Tømmervik et al. 2012).

Kasvillisuuden kärsimän vahingon laajuus voi vaihdella yhdestä urasta kasvillisuuden täydelliseen tuhoutumiseen (kuva 9, Tømmervik et al. 2012). Raskaan kaluston on havaittu pystyvän aiheuttamaan merkittävää tuhoa vahingoittamalla ja murskaamalla kasveja jo

yhden yliajon seurauksena (Yorks et al. 1997; Grantham et al. 2001; Althoff & Thien 2005; Hirst et al. 2005; Warren et al. 2007). Yliajosten on todettu myös vähentävän karikkekerrosta ja kasvillisuuden pohjakerrosta (Shaw & Diersing 1990; Whitecotton et al. 2000; Druckenbrod & Dale 2012). Karike ja pohjakerros suojaavat maanpintaa kulutukselta, joten niiden häviäminen ja maan paljastuminen altistaa maaperänkin rasiukselle (Trumbull et al. 1994; Whitecotton et al. 2000; Grantham et al. 2001; Fuchs et al. 2003; Haugen et al. 2003; McDonald & Glen 2007; Wang et al. 2007; Althoff et al. 2009a). Myös sotilasjoukkojen toistuvan tallauksen, leiriytymisen sekä asemien ja ojien kaivamisen on havaittu vähentävän kasvipeitettä ja lisäävän paljastunutta maata (Trumbull et al. 1994; Warren & Herl 2005; McDonald & Glen 2007). Toisaalta kuollut kasvillisuus voi myös hyödyttää esimerkiksi maaperän eliöstöä uuden orgaanisen materiaalin muodostumisen kautta (Althoff et al. 2009b).

Pehmeällä alustalla, kuten maastossa tai heikkokuntoisilla teillä, voi pyöristä tai teloista syntyä näkyviä uria (kuva 10, Jones et al. 2005). Maan korkean kosteuspitäisyyden on havaittu voimistavan uurtamista ja kasvillisuusvaikutuksia (Ayers et al. 1994; Yorks et al. 1997; Shoop et al. 2005; Dickson et al. 2008; Althoff et al. 2009a; Limb et al. 2010). Lisäksi kasvillisuuden on havaittu vähentyvän erityisesti urissa, joita pitkin oli kuljettu useita kertoja (Kevan et al. 1995).



Kuva 10. Ajoneuvon muodostama ura Syndalenin dyyneillä (Luhtio 2011).

Kasvillisuuden kokema vahinko riippuu kasvillisuustyyppistä (Tømmervik et al. 2012). Yleisesti ottaen esimerkiksi suot, kosteat nummet, vuoristoniityt ja paljon jäkälää sisältävä kasvillisuus on havaittu erityisen herkiksi maastoajoneuvojen vaikutuksille (Kevan et al. 1995; Eastes et al. 2004). Myös kasveilla itsellään voi olla sietokykyä eli häiriöstä toipumisen ja tuottavaan tilaan palautumisen kykyä parantavia ominaisuuksia (Doe et al. 1999). Tällaisiksi ominaisuuksiksi on tutkimuksissa havaittu muun muassa kasvin pieni koko, maanpintaa myötäilevä kasvutapa ja maavarret (Dale et al. 2002; Hansen & Ostler 2005; Palazzo et al. 2005). Lisäksi alun perin suhteellisen vahingoittumattomat ja runsaslukuiset kasvit on havaittu häiriön suhteen kestäviksi (Hansen & Ostler 2005; Palazzo et al. 2005). Tietynlainen kasvillisuus voi toipua vahingosta nopeastikin, mutta esimerkiksi jäkälän uusiutuminen voi kestää vuosia (Tømmervik et al. 2012).

Negatiivisista vaikutuksista huolimatta sopivalla tasolla oleva fyysinen kulutus voi luoda myös positiivisia ympäristövaikutuksia ylläpitämällä erityislaatuisia elinympäristöjä, jotka muuten voisivat hävitä umpeenkasvun myötä (Hirst et al. 2000b; Sääksjärvi 2014). Esimerkiksi Toynton ja Ash (2002) havaitsivat tutkimuksessaan monien selkärangattomien, kuten ampieksten, hyötyvän raskaan kaluston urien reunoihin muodostuneista avoimista olosuhteista. Prestonin ja kollegoiden (2009) Salisburyn harjoitusalueella Englannissa toteuttamassa tutkimuksessa myös sammalkasvien monimuotoisuuden havaittiin hyötyvän kaluston urista, jotka vähensivät putkilokasvien kilpailua sammaleiden kanssa ja tarjosivat leviämisreitit uria myöten.

Yhdysvalloissa ruohotasangoilla tapahtuvan raskaan kaluston harjoitustoiminnan on tutkimuksissa arvioitu jäljittelevän häiriömekanismeja, joiden piirissä tasangon lajisto on aikoinaan kehittynyt (Ferster & Vulinec 2010; Limb et al. 2010). Kyseisen kaltaisia häiriöitä ovat ennen tuottaneet esimerkiksi tuli, laidunnus ja suurten eläinten, kuten biisonien (*Bison bison*) liikkuminen (Trager et al. 2004; Limb et al. 2010). Eläinten laidunnus ja liikkuminen on Limbin ja kollegoiden (2010) mukaan voinut luoda vaihtelevien häiriöiden kautta mosaiikkimaisia olosuhteita, mikä on lisännyt kasvilajien monimuotoisuutta ja hyödyttänyt monia lajeja. Nykyisin kyseisiä häiriöitä ei välttämättä enää tapahdu, joten ajoneuvojen jäljittelyä etenkin paikallisten häiriöiden kautta pidetään olosuhteita ylläpitävänä mekanismina (Fester & Vulinec 2010; Limb et al. 2010).

5.3.2 Maan tiivistyminen

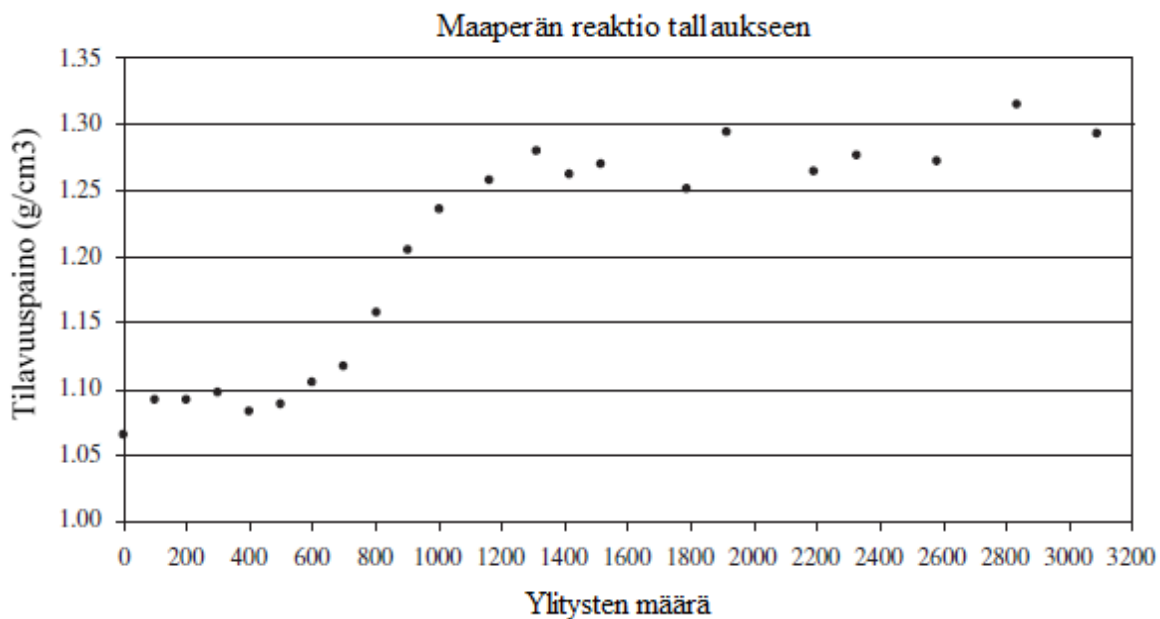
Maaston kulumisen lisäksi maaperä voi tiivistyä raskaan kaluston ja sotilasjoukkojen toistuvan tallauksen ja oheistoimintojen seurauksena (Milchunas et al. 2000; Whitecotton et al. 2000; Halvorson et al. 2001; Kade & Warren 2002; Garten et al. 2003; Dale et al. 2005; Perkins et al. 2007; Warren et al. 2007; Warren & Büttner 2008b; Warsta 2011). Maanpintaan kohdistuva paine aiheuttaa maaperän rakenneosien hajoamista tai yhdistymistä isommiksi yksiköiksi, minkä seurauksena maan huokoisuus vähenee eli maa tiivistyy (Jim 1993; Horn et al. 1995; Kozlowski 1999; Perkins et al. 2007). Tiivistyminen aiheuttaa tutkimusten mukaan tyypillisesti maan tilavuuspainon nousua, raekokojen kasvamista, maan kovettumista ja veden suotautumisen heikentymistä (Braunack & Williams 1993; Jim 1993; Trumbull et al. 1994; Horn et al. 1995; Thurow et al. 1995; Douglas et al. 1998; Kozlowski 1999; Milchunas et al. 1999; Whitecotton et al. 2000; Kade & Warren 2002; Fuchs et al. 2003; Althoff et al. 2007; Perkins et al. 2007).

Tiivistymisen seurauksena maanpinnan valunta voi lisääntyä ja johtaa pahimmillaan tulvimiseen ja pohjaveden uusiutumisen heikentymiseen (Jim 1993; Kade & Warren 2002; Fuchs et al. 2003; Hamza & Anderson 2005). Lisäksi kasvien kasvuolosuhteet voivat huonontua maan kuohkeuden ja veden saatavuuden vähentyessä (Braunack & Williams 1993; Unger & Kaspar 1994; Kozlowski 1999; Milchunas et al. 1999; Warsta 2011). Myös eroosio voi lisääntyä (Jim 1993; Milchunas et al. 1999; Belnap & Warren 2002; Kade & Warren 2002; Silveira et al. 2009).

Sotilaallisen toiminnan vaikutusta erityisesti maaperän tilavuuspainoon on tutkittu melko paljon. Tilavuuspaino tarkoittaa luonnontilaisen maamassan painon ja tilavuuden suhdetta (Ronkainen 2012). Se on erilainen eri maalajeilla, minkä lisäksi siihen vaikuttaa esimerkiksi maan kosteus (McDonald & Glen 2007; Ronkainen 2012). Tilavuuspaino kasvaa maan tiivistyessä, koska silloin maan kokonaistilavuus pienenee (Ronkainen 2012). Yhdysvaltalais tutkimuksissa raskaan kaluston ja sotilasjoukkojen liikkumisalueilta sekä leiriytymispaikoilta onkin havaittu selvästi kohonneita tilavuuspainoja (Trumbull et al. 1994; Althoff & Thien 2005; McDonald & Glen 2007).

McDonaldin ja Glenin (2007) tutkimuksessa sotilasjoukon tallauksen havaittiin aiheuttavan maan tilavuuspainossa nousun 700 ja stabiloitumisen noin 1300 jalkaisin tehdyn ylityksen

kohdalla, jolloin tilavuuspaino jäi $1,30 \text{ g/cm}^3$ tuntumaan eikä enää merkittävästi muuttunut (kuva 11). Nousun selittäjäksi arvioitiin kasvillisuuden häviämistä tutkitulta reitiltä, sillä kasvillisuus- ja kärkekerros voivat toimia pehmikkeenä tallauksen vaikutusten lieventämiseksi ja maan tiivistymisen ehkäisemiseksi (kuva 12, Trumbull et al. 1994; McDonald & Glen 2007). Trumbullin ja kollegoiden (1994) sekä Whitecottonin ja kollegoiden (2000) arvioiden mukaan maan tiivistyminen ei olosuhteista riippuen välttämättä enää etene tietyn asteen saavutettuaan. Tilavuuspainot riippuvat kuitenkin maalajista (McDonald & Glen 2007; Ronkainen 2012).



Kuva 11. Maan tilavuuspainon muutos suhteessa sotilaiden tallaukseen West Pointin harjoitusalueella Yhdysvalloissa (McDonald & Glen 2007, tekijän muokkaama).

Maan tiivistymisen alttius ja lopullinen taso riippuvat sotilaallisen toiminnan aiheuttaman paineen ja toistuvuuden lisäksi maaperän rakenteesta ja kosteusolosuhteista (Unger & Kaspar 1994; Thurow et al. 1995; Assouline et al. 1997; Halvorson et al. 2001; Belnap & Warren 2002; Garten et al. 2003; Dale et al. 2005). Tiivistymisen mahdollisuus kasvaa maaperän kosteuspitoisuuden lisääntyessä (Unger & Kaspar 1994; Thurow et al. 1995; Belnap & Warren 2002; Warsta 2011). Savisten maiden on havaittu tiivistyvän hiekkaisia maita herkemmin, mutta toisaalta myös toipuvan rasituksesta paremmin, sillä kastuessaan ja kuivuessaan sekä jäätyessään ja sulaessaan savimaa laajentuu ja kutistuu, minkä

vaikutuksesta sen rakenne löyhenee (Unger & Kaspar 1994; Thurow et al. 1995). Kozlowskin (1999) mukaan maan lopullinen toipuminen vaihtelee yleisesti ottaen tiivistyneen maakerroksen syvyyden mukaan, eikä voimakkaasti tiivistynyt maa välttämättä koskaan täysin toivu luonnollisella tavalla.

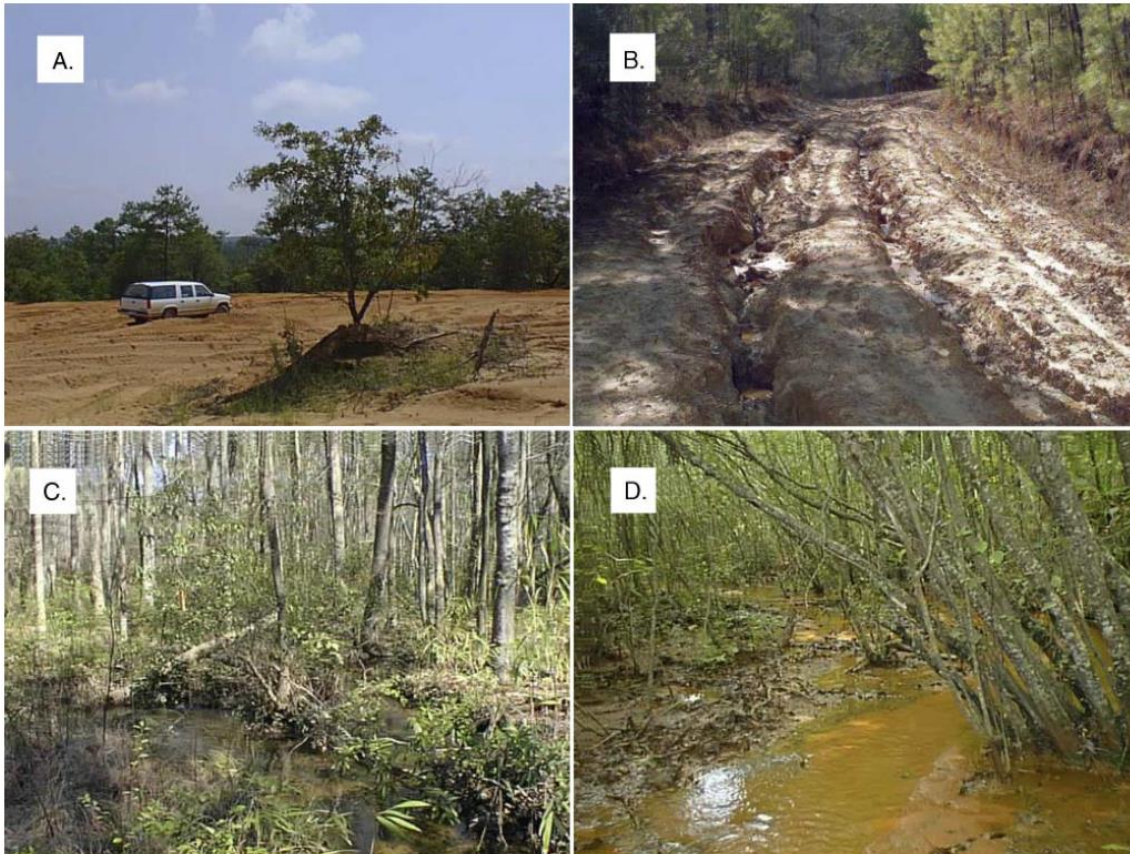


Kuva 12. Kasvillisuuspeitteen tila ennen ja jälkeen tallauksen (noin 3000 ylitystä) West Pointin harjoitusalueella Yhdysvalloissa. Näkyvä kasvillisuuspeite katosi tutkimuksessa tarkastellulta polulta noin 400–500 ylityksen kohdalla (McDonald & Glen 2007).

5.4 Vesistövaikutukset

Sotilaallisen toiminnan vesistövaikutukset ovat pääasiassa epäsuoria. Vesistöt ovat kiinteässä yhteydessä valuma-alueisiinsa, joilla tarkoitetaan maaston muotojen perusteella rajattuja alueita, joille tuleva ja pintavedeksi jäävä sade kerääntyy lopulta yhteen virtaan ja poistuu alueelta (Hanski et al. 2003). Valuma-alueilta vesistöihin saapuu valumavesiä ja niiden mukana esimerkiksi kiinto- ja orgaanista ainesta, sedimenttiä ja ravinteita (Richards

et al. 1996; Maloney et al. 2005; Maloney & Feminella 2006). Tästä johtuen vesistöissä ilmenevät muutokset ovat usein seurausta valuma-alueeseen kohdistuneesta häiriöstä (Maloney & Feminella 2006). Kansainvälisessä tutkimuksessa sotilaallisen toiminnan vesistövaikutusten osalta käsitellään lähinnä virtavesiä, sillä häiriön vaikutukset kohdistuvat vesistöistä ensimmäiseksi niihin.



Kuva 13. Häiriön kohteena olevia alueita ja virtavesiä Fort Benningin harjoitusalueella Yhdysvalloissa. A = voimakkaan häiriön kohteena oleva ylänköalue, B = päällystämätön tie ja siihen erodoituneita ojia, C = vähäistä häiriötä kokevan valuma-alueen virta, D = voimakasta häiriötä kokevan valuma-alueen virta (Houser et al. 2006).

Sotilaallisen toiminnan kannalta vesistöihin välillisesti vaikuttava häiriö tarkoittaa tutkimusten mukaan yleensä maan kulutuksen ja tiivistymisen sekä kasvillisuuden häviämisen aiheuttamia eroosiolle ja lisääntyvälle valunnalle otollisia olosuhteita (kuva 13, Haugen et al. 2003; Wang et al. 2007). Kulutuksen ja eroosion seurauksena irronnut maa-aines voi päästä huuhtoutumaan pois pintavalunnan mukana, etenkin jos sitä sitovaa

kasvillisuutta ei ole (Shaw & Diersing 1990; Maloney et al. 2005; Nyakatawa et al. 2010). Houser ja kollegat (2006) havaitsivat huuhtoutumisen olevan voimakasta erityisesti myrskyjen aikaansaaman voimakkaan valunnan vaikutuksesta, mikä lisäsi kiintoaineksen pitoisuutta vedessä myös normaaleina aikoina. Nyakatawan ja kollegoiden (2010) mukaan huuhtoutuva aines on usein pintamaata, jossa on paljon orgaanista ainesta ja ravinteita. Vastaavia ilmiöitä tapahtuu muun yhteiskunnan toiminnoista esimerkiksi urbanisaation, maanviljelyksen ja metsien hävittämisen myötä (Allan et al. 1997; Martin et al. 2000; Kreutzweiser & Capell 2001; MacDonald et al. 2003; Strayer et al. 2003).

Sotilaalliseen toimintaan liittyen erityisesti paljastuneen maan lisääntymisen ja päällystämättömien teiden käytön on tutkimuksissa havaittu lisäävän eroosiota ja siitä välillisesti seuraavia muutoksia vesistöissä (Quist et al. 2003; Houser et al. 2006; Maloney & Feminella 2006). Tutkimuksissa on tunnistettu eräitä kynnsarvoja. Esimerkiksi Maloneyn ja Feminellan (2006) tutkimuksessa häiriökynnsarvon havaittiin sijoittuvan 8–10 % paljaan maan ja päällystämättömien teiden osuuteen valuma-alueesta. Houserin ja kollegoiden (2006) tutkimus havaitsi samantapaisesti, että mikäli valuma-alueesta yli 5 % oli päällystämätöntä tietä tai erityisesti rinteillä sijaitsevaa paljasta maata, selitti kyseinen ominaisuus suuren osan vesistöissä havaituista muutoksista.

Maa-aineksen huuhtoutuminen virtavesiin aiheuttaa niissä erityisesti sedimentaation lisääntymistä ja siitä seuraavaa veden ja vesielinympäristöjen laadun heikentymistä (Ryan 1991; Quist et al. 2003; Maloney et al. 2005; Houser et al. 2006; Nyakatawa et al. 2010; Johnson et al. 2011). Sedimentti voi aiheuttaa vesistöjen liettymistä, mikä voi johtaa niissä muun muassa erilaisiin häiriöihin ja veden käyttökelpoisuuden rajoituksiin. Valunnan mukana vesistöihin voi päätyä myös saasteita (Nyakatawa et al. 2010). Sedimentin mukana kulkeutuvat ravinteet voivat rehevöittää vesistöjä, minkä lisäksi ne voivat kuljettaa myös metalleja, jotka voivat aiheuttaa ympäristön pilaantumista (Tack & Verloo 1995; Thomas et al. 1997; Bertol et al. 2007). Metalleja voi kulkeutua myös ampumaradoilta pintavalunnan mukana vesistöihin, mikä on tunnistettu myös Suomen Puolustusvoimissa (Warsta 2011; Ympäristöraportti... 2013; Warsta 2014). Veden laadun huonontuminen voi vaikuttaa vesistöjen eliöihin ja ekosysteemeihin haittaamalla esimerkiksi kala- ja hyönteislajien munien ja toukkien selviytymistä vedessä tai heikentämällä erilaisten uhanalaisten lajien elinolosuhteita (Sample et al. 1998; Quist et al. 2003; Maloney et al. 2005).

Vesistöjen kannalta haasteellista on sotilaallisen toiminnan aiheuttamien häiriöiden toistuminen, minkä vuoksi maaperä ja kasvillisuus eivät pääse kunnolla stabiloitumaan ja vaikutukset voivat pitkittyä. Erityisesti raskaan kaluston on maaperä- ja kasvillisuusvaikutustensa kautta havaittu aiheuttavan lisääntyntä kuormitusta vesistöihin (Diersing et al. 1992; Dale et al. 2005). Sotilasajoneuvojen virtavesien ylitysten on havaittu irrottavan liikkeelle suuria määriä kiintoainesta, joka voi olla huomattava lisä vesistön kokonaiskuormituksessa. Lisäksi ajoneuvojen uriin voi muodostua puroja, joita pitkin valumavettä ja maa-ainesta voi kulkeutua vesistöihin tehokkaammin (Sample et al. 1998). Houserin ja kollegoiden (2006) tutkimuksessa erodoituneiden maapartikkelien arveltiin kulkeutuvan nimenomaan harjoitusalueelle muodostuvien lyhytikäisten kanavien kautta pysyvään virtaan, jolloin kuormitusta pääsi tapahtumaan jopa suojaavan kasvillisuuden olemassaolosta huolimatta.

5.5 Ilmaan muodostuvat päästöt

Sotilaallisen toiminnan kautta ilmaan voi muodostua erilaisia päästöjä. Niitä voi syntyä jonkin verran esimerkiksi ammunnoissa ja räjähdysten palokaasujen mukana (kuva 8, Sorvari 2007; Pihkala 2011; Warsta 2011). Huomattavasti merkittävämpi lähde on kuitenkin liikenne, tässä tapauksessa sotilasajoneuvot, jotka esimerkiksi Suomen Puolustusvoimissa kuluttavat 12 miljoonaa litraa polttoainetta vuosittain (Martikainen 2014). Ajoneuvojen merkitys ilmapäästöjen lähteenä näyttääkin olevan tiedostettu Puolustusvoimissa (Warsta 2011; Ympäristöraportti... 2013). Yleisesti ottaen sotilaallisen toiminnan ilmapäästöistä on kuitenkin löydettävissä melko vähän tutkimusta (Durbin et al. 2007; Zhu et al. 2009).

Sotilasajoneuvojen liikkumisesta syntyy muun liikenteen lailla pakokaasuja ja niiden myötä kasvihuonekaasupäästöjä esimerkiksi hiilidioksidin muodossa (Zhu et al. 2011). Pakokaasuista ja maastossa liikkumisesta syntyy myös pienhiukkaspäästöjä, joita on kansainvälisessä tutkimuksessa tarkasteltu jonkin verran. Pienhiukkaspäästöt vaikuttavat esimerkiksi näkyvyyteen, maapallon ilmastoon ja ihmisten terveyteen (Chow et al. 2002, 2006; MacCracken 2008; Mauderly & Chow 2008; Pope & Dockery 2006; Watson et al.

2011). Pienhiukkasten (PM_{2.5}) lisäksi niin sanottuja hengitettäviä hiukkasia (PM₁₀) pidetään sotilashenkilöstön ja harjoitusalueiden lähiympäristön asukkaiden terveydelle haitallisina (Kuhns et al. 2010; Warsta 2011). Suuremmat hiukkaset ovat havaittavissa näkyvänä pölynä, joka aiheuttaa yleensä lähinnä viihtyisyyshaittaa likaamalla pintoja (Warsta 2011).

Ajoneuvossa käytettävällä polttoaineella on merkittävä vaikutus sen pakokaasupäästöihin. Gertler (2005) arvioi bensiinikäyttöisten ajoneuvojen muodostavan yleisellä tasolla merkittävän osan pienhiukkaspäästöistä Yhdysvalloissa, sillä niitä on lukumäärällisesti esimerkiksi dieselajoneuvoja enemmän ja niiden joukossa on paljon päästöjä aiheuttavia yksilöitä. Yhdysvaltain armeijan käytössä olevat dieselajoneuvot ovat kuitenkin usein vanhempaa mallia monista syistä, joihin kuuluvat muun muassa korjaamisen yksinkertaisuus ja luotettavuuden varmistaminen vaativissa olosuhteissa (Zhu et al. 2011).

Pakokaasujen lisäksi pienhiukkaspäästöjä syntyy ajoneuvojen renkaiden irrottaessa pölyävää ainesta maan- ja tienpinnasta. Pölypäästöjen on havaittu olevan yhteydessä itse ajoneuvon ominaisuuksiin, kuten vauhtiin ja siihen, onko siinä pyörät vai telat (Kuhns et al. 2010). Päästöt ovat riippuvaisia myös maaperätyypistä: Goossensin ja Buckin (2009) tutkimuksessa silttialueilta havaittiin huomattavia päästöjä, kun taas esimerkiksi hiekkaisilla alueilla ne olivat suhteellisen vähäisiä. Myös maan- ja tienpinnan rakenteen on todettu vaikuttavan pölykokoisten partikkelien määrään (Kuhns et al. 2010). Pölyävän maan hiukkasten arvioidaan kuitenkin olevan terveysvaikutuksiltaan vaarattomampia pako- ja palokaasujen polttoperäisiin hiukkasiin verrattuna (Warsta 2011).

5.6 Vaikutukset eläinten käyttäytymiseen ja populaatioihin

Luonnonvaraiset eläimet voivat kokea sotilaallisen toiminnan häiriötekijänä. Tavallisimmiksi eläimiä häiritseviksi toiminnoiksi on tutkimuksissa havaittu ampuma- ja lentomelu sekä harjoitustoiminnan kautta lisääntynyt ihmisten läsnäolo alueella. Häiriöt voivat vaikuttaa eläinten käyttäytymiseen erilaisten reaktioiden kautta, jotka määräytyvät pitkälti itse häiriön tyypin kautta. Esimerkiksi äkillinen melu aiheuttaa yleensä

säikähtämisen ja sotilasjoukkojen toiminta alueella voi pakottaa eläimen siirtymään väliaikaisesti pois elinalueeltaan. Vaikutukset ovat kuitenkin tapauskohtaisia, sillä jotkin eläimet voivat erinäisistä syistä olla sotilaallisesta toiminnasta syntyville häiriöille toisia sietokykyisempiä (Goudie & Jones 2004).

Käyttäytymisessä mahdollisesti tapahtuvista muutoksista voi seurata vaikutuksia eläinten populaatiotasolla. Häiriö voi aiheuttaa esimerkiksi stressin kautta eläinyksilöiden heikentymistä tai pakenemisesta johtuvaa energiankulutuksen lisääntymistä, joilla voi olla vaikutusta muun muassa eläinpopulaatioiden kokoonpanoon (Andersen et al. 1990; Andersen et al. 1996; Harrington & Veitch 1991; Stephenson et al. 1996; Barron et al. 2012). Myöskään populaatiotasolla vaikutusketjut eivät kuitenkaan ole yleensä yksiselitteisiä (Dinkines et al. 1992).

5.6.1 Eläinten käyttäytyminen

Häiriön kohdatessaan eläimet reagoivat usein säikähtämällä. Tämä voi vähäisemmän häiriön ollessa kyseessä näyttäytyä pelkästään valpastumisena (Demarchi et al. 2012).

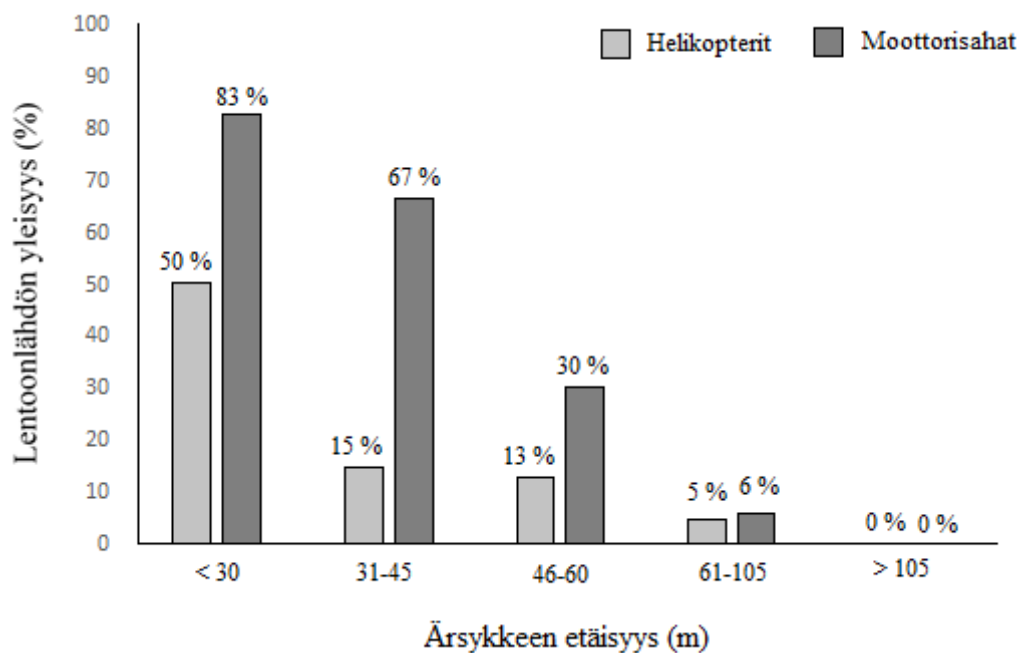
Usein eläimet voivat kuitenkin katsoa tarpeelliseksi paeta, jolloin linnut tavallisesti lehahtavat lentoon ja maalla liikkuvat eläimet säntäävät juoksuun (Ellis et al. 1991; Harrington & Veitch 1991; Stalmaster & Kaiser 1997; Krausman et al. 1998).

Säikähdysreaktio mahdollistaa eläimen nopean reagoimisen mahdolliseen vaaraan ja kestää yleensä vain vähän aikaa (Harrington & Veitch 1991; Krausman et al. 1998; Goudie & Jones 2004; Lawler et al. 2005; Demarchi et al. 2012). Joskus häiriön on kuitenkin havaittu muuttavan eläimen käyttäytymistä myös pidemmäksi aikaa, mikä voi aiheuttaa haitallisia seurauksia (Goudie & Jones 2004). Äkillinen pakeneminen voi myös aiheuttaa eläinten loukkaantumisia tai jopa kuolemia, jos ne esimerkiksi juoksevat epätasaisessa maastossa, jäällä tai laumassa (Harrington & Veitch 1991).

Säikähdysreaktion saa yleisimmin aikaan yllättävä, kova ja totutusta poikkeava ääni, joka on sotilaallisen toiminnan suhteen tyypillinen esimerkiksi hävittäjille, ammunnoille ja räjäytyksille (Grubb & King 1991; Harrington & Veitch 1991; Stalmaster & Kaiser 1997; Schueck et al. 2001; Goudie & Jones 2004). Eläinten on havaittu tottuvan huonosti tällaisiin ääniin, mistä johtuen ne voivat säikähtää niitä siitä huolimatta, että ne olisivat

muuten häiriöön tottuneet (Grubb & King 1991; Harrington & Veitch 1991). Hiljaisemmat ja ennakkovaroituksen sisältävät häiriöt, kuten etäältä lähestyvä helikopteri, aiheuttavat tutkimusten mukaan paljon lievempiä reaktioita monille eläimille (Harrington & Veitch 1991; Delaney et al. 1999; Schueck et al. 2001).

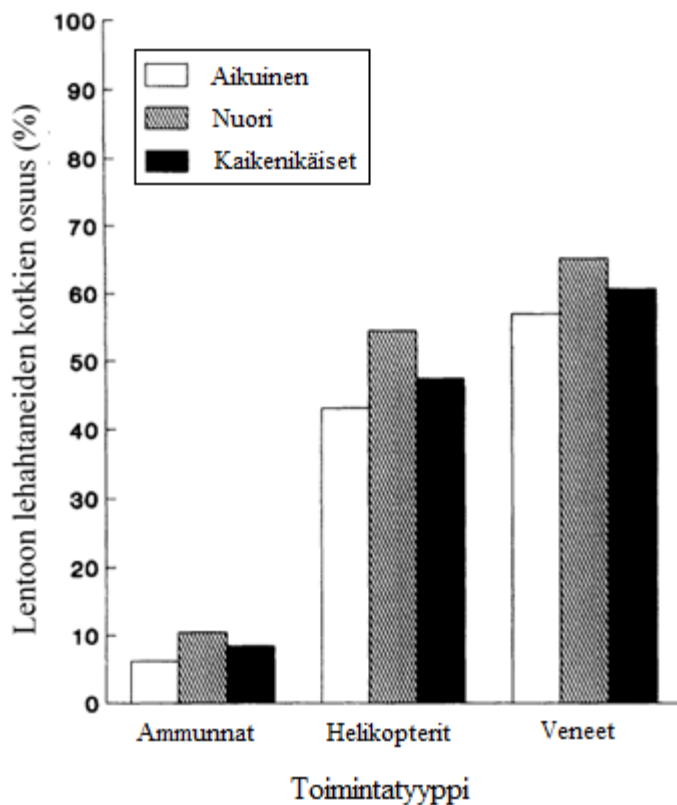
Häiriön sijoittumisella on havaittu olevan joskus itse äänityyppiäkin suurempi merkitys. Delaney ja kollegoiden (1999) tutkimuksessa erään täpläpöllön alalajin (*Strix occidentalis lucida*) havaittiin reagoivan paljon voimakkaammin moottorisahan ääneen kuin helikopterin ylilentoa, vaikka sahan melu oli hiljaisempaa (kuva 14). Tutkimuksessa yllättävää äänityyppiä paremmaksi reaktioiden selittäjäksi havaittiin sahan äänilähteen etäisyys ja sijoittuminen maahan, minkä pöllöt näyttivät kokevan ilmaan sijoittumista uhkaavampana (Delaney et al. 1999).



Kuva 14. Täpläpöllöjen lentoon lehahtaminen reaktiona helikopterin ja moottorisahan ääneen eri etäisyyksillä (Delaney et al. 1999, tekijän muokkaama).

Stalmasterin ja Kaiserin (1997) tutkimuksessa valkopäämerikotkien (*Haliaeetus leucocephalus*) havaittiin säikähtävän eniten niiden läheltä kulkevaa moottoroimatonta veneliikennettä, eivätkä helikopterit tai edes tykistön ammunnat säikäyttäneet niitä yhtä

paljon (kuva 15). Nimenomaan kauemmas sijoittuvien ja vähemmän näkyvien häiriöiden on havaittu häiritsevän valkopäämerikotkia vähemmän myös Grubbin ja Kingin (1991) tutkimuksessa. Lisäksi samantapaisia reaktioita on havaittu pihkatikoilla (*Picoides borealis*) Delaney ja kollegoiden (2011) tutkimuksessa. Häiriön läheisyyden vaikutuksen on arvioitu johtuvan siitä, että monet eläimet yhdistävät tapahtuman maalla liikkuviin ihmisiin tai muihin saalistajiin (Andersen et al. 1996; Lawler et al. 2005).



Kuva 15. Aikuisten ja nuorten valkopäämerikotkien lentoon lehahtaminen reaktiona ammuntoihin, helikoptereihin ja veneisiin (Stalmaster & Kaiser 1997, tekijän muokkaama).

Eläinten on mahdollista tottua suurimpaan osaan ihmistoiminnan aiheuttamista häiriöistä (Whittaker & Knight 1998). Monet eläimet ovatkin sopeutuneet sotilaalliseen toimintaan havaittuaan sen itselleen vaarattomaksi, mistä on havaittu seuraavan, etteivät ne enää reagoi siihen yhtä alttiisti (Weisenberger et al. 1996; Stalmaster & Kaiser 1997; Brown et al. 1999; Delaney et al. 1999; Schueck et al. 2001; Goudie & Jones 2004; Krausman et al. 2004; Lawler et al. 2005; Telesco & Van Manen 2006; Barron et al. 2012). Toiminnan

säännöllisyys, pitkäaikaisuus ja yleisyys näyttää edesauttavan tottumista (Stalmaster & Kaiser 1997; Brown et al. 1999). Tutkimuksissa on toisaalta havaittu myös eläinten käyttäytymisen palaavan säikähtämisenkin jälkeen melko nopeasti normaaliksi, vaikka kyseessä olisi epäsäännöllinen, totumisen kannalta haasteellinen häiriö (Doresky et al. 2001; Delaney et al. 2011).

Eläimen kokemuksella on todettu olevan merkittävä vaikutus sen reaktioon. Häiriöön tottuneet, useimmiten aikuisiksi kasvaneet eläimet reagoivat siihen todennäköisesti maltillisemmin kuin vähemmän kokeneet, nuoremmat yksilöt (kuva 15, Weisenberger et al. 1996; Stalmaster & Kaiser 1997; Telesco & Van Manen 2006). Myös ihmisten läsnäoloon tottuminen näyttää kasvattavan eläinten sietokykyä myös sotilaallisen toiminnan suhteen. Barronin ja kollegoiden (2012) tutkimuksessa näin todettiin tapahtuneen kaupunkiympäristöön sopeutuneiden varpuslintujen kohdalla.

Eläinten on havaittu voivan siirtyä pois tavanomaisilta elinalueiltaan tai laajentavan niitä reaktiona ampuma- ja harjoitustoimintaan (Andersen et al. 1990; Andersen et al. 1996; Stephenson et al. 1996). Kuitenkin esimerkiksi Andersenin ja kollegoiden (1996) sekä Demarchin ja kollegoiden (2012) tutkimuksissa hirvien (*Alces alces*) ja stellerinmerileijonien (*Eumetopias jubatus*) ei havaittu kokonaan siirtyvän pois elinalueiltaan häiriöstä huolimatta. Hirvien tosin havaittiin tarvitsevan jonkin verran aikaa palaamiseen (Andersen et al. 1996). Telescon ja Van Manenin (2006) tutkimuksessa mustakarhun (*Ursus americanus*) havaittiin välttelevän kaikkein meluisimpia ampuma-alueita, mutta heti äänitason laskiessa sen huomattiin liikkuvan elinalueellaan otollisten resurssien perässä melusta välittämättä.

5.6.2 Populaatiovaikutukset

Sotilaallinen toiminta tai siitä mahdollisesti seuraavat muutokset eläinten käyttäytymisessä voivat aiheuttaa välillisiä vaikutuksia populaatioon. Toiminnan aiheuttamat häiriöt voivat esimerkiksi heikentää eläinten lisääntymiskykyä, häiritä pesintää tai haitata jälkeläisistä huolehtimista (Andersen et al. 1996; Stephenson et al. 1996; Lehman et al. 1999). Lintujen pesinnän on eräissä tutkimuksissa havaittu häiriintyneen tai epäonnistuneen toiminnan vaikutuksesta, mutta lähinnä yksittäistapauksina (Lehman et al. 1999; Doresky et al. 2001).

Monissa muissa tutkimuksissa sotilaallisen toiminnan ei ole todettu merkittävästi vaikuttaneen eläinten lisääntymisen onnistumiseen (Ellis et al. 1991; Krausman et al. 1998; Brown et al. 1999; Delaney et al. 1999; Lehman et al. 1999; Doresky et al. 2001; Delaney et al. 2011; Barron et al. 2012). Barron ja kollegat (2012) havaitsivat toiminnan jopa hyödyttävän varpuslintuja, sillä melu näytti karkoittavan alueelta pois amerikanvarikset (*Corvus brachyrhynchos*), jotka muuten olisivat uhanneet niiden pesiä.

Sotilaallinen toiminta voi häiritä eläinten ravinnon etsimistä, mutta tutkimusten perusteella vaikutus ei näytä merkittävältä (Montopoli & Anderson 1991; Delaney et al. 1999; Schueck et al. 2001; Goudie & Jones 2004). Eläinten on kuitenkin havaittu häiriintyvän helpommin ravintoa etsiessään ja päättävän toimintansa enneaikaisesti (Stalmaster & Kaiser 1997; Lawler et al. 2005). Lisäksi petolintujen on todettu häiriintyvän sotilaallisesta toiminnasta enemmän huonoina saalisvuosina, kun taas hyvinä vuosina niiden havaittiin saalistavan huolimatta siitä, oliko toiminta käynnissä (Schueck et al. 2001).

5.7 Biodiversiteettivaikutukset

Sotilaallinen toiminta aiheuttaa biodiversiteettivaikutuksia erityisesti antropogeenisen häiriön muotona. Vaikutuksia muodostuu erityisesti kulutuksesta, jota sotilaalliseen toimintaan oleellisesti kuuluvat ampuma- ja räjäytystoiminta sekä raskaan kaluston ja sotilasjoukkojen liikkuminen aiheuttavat. Biodiversiteettivaikutukset voivat olla negatiivisia, mikäli sotilaallisen toiminnan häiriö on elinympäristön sietokykyyn nähden liian voimakas. Toisaalta sopivalla tasolla oleva kulutus voi luoda ja ylläpitää paikallisesti erityislaatuisia elinympäristöjä, joista monet lajit ovat suorastaan riippuvaisia.

Sopivalla tasolla olevan kulutuksen lisäksi biodiversiteettiä hyödyttävät sotilasalueille tyypilliset rajoitukset, jotka pitävät muun yhteiskunnan toiminnan poissa alueelta ja voivat tätä kautta edistää herkkien ja monimuotoisten luonnonolojen säilymistä. Sotilasalueita onkin monissa kansainvälisissä tutkimuksissa tunnistettu merkittävän biodiversiteetin ylläpitäjiksi ja monien uhanalaisten lajien harvoiksi suojapaikoiksi (Goodman 1996; McKee & Berrens 2001; Smith et al. 2002; Tazik & Martin 2002; Althoff et al. 2005;

Gazenbeek 2005; Boice 2006; Warren et al. 2007; Machlis & Hanson 2008; Stein et al. 2008; Warren & Büttner 2008a; Rivers et al. 2010; Cizek et al. 2013).

5.7.1 Sotilaallinen toiminta biodiversiteettiin kohdistuvana häiriönä

Sotilaallisen toiminnan häiriönä aiheuttamat, biodiversiteettiin kohdistuvat vaikutukset syntyvät erityisesti ammunnoista ja räjäytyksistä sekä raskaan kaluston ja sotilasjoukkojen liikkumisesta. Ammusten räjähtäminen muokkaa maanpintaa ja voi aiheuttaa maastopaloja, jotka hävittävät kasvillisuutta (Wanner & Xylander 2003; Warren & Herl 2005; Jenkins et al. 2006). Raskaiden ajoneuvojen ja sotilasjoukkojen liikkuminen kuluttaa niin ikään kasvillisuutta ja voi tätä kautta altistaa maan eroosiolle (Trumbull et al. 1994; Whitecotton et al. 2000; Fuchs et al. 2003; Althoff & Thien 2005; McDonald & Glen 2007; Althoff et al. 2009a). Kulutus voi muuttaa kasvillisuuden rakennetta, millä puolestaan on vaikutuksia kasveja ravintonaan käyttävien eläinlajien ja edelleen niiden saalistajien selviytymiseen (Knick & Dyer 1997; Van Horne et al. 1997; Van Horne & Sharpe 1998; Schueck et al. 2001). Sillä voi olla vaikutuksia myös biodiversiteetin vähentymiseen kokonaisuudessaan (Murphy & Romanuk 2014).

Monet kasvit ovat sopeutuneet sukkession loppuvaiheen elinympäristöön, jolloin häiriön seurauksena ne ja niitä hyödyntävät eläimet voivat hävitä paikalta (Warren & Büttner 2008a). Muokkaantuneeseen maahan voi myös päästä leviämään vieraslajeja, jotka voivat syrjäyttää endeemisiä, kilpailussa huonommin pärjääviä kasvilajeja ja muuttaa näin kasvillisuuden kokoonpanoa epätoivottavampaan suuntaan (Shaw & Diersing 1990; Milchunas et al. 1999; Palazzo et al. 2005; Althoff et al. 2009b). Intensiteetiltään liian voimakas häiriö voi myös heikentää kasvien monimuotoisuutta ja huonontaa hitaasti kasvavien kasvien esiintymismahdollisuuksia (Ferster & Vulinec 2010). Elinympäristö voi myös kulua kestävämmästä liiallisen häiriön vaikutuksesta, jolloin ympäristön laatu ja lajien elinolosuhteet voivat heikentyä (Stephenson et al. 1996; Quist et al. 2003; Warren et al. 2007; Leis et al. 2008; Graham et al. 2009; Silveira et al. 2010).

Sopivassa määrin tapahtuva sotilaallisen toiminnan kulutus voi aiheuttaa myös positiivisia vaikutuksia biodiversiteetin kannalta luomalla ja ylläpitämällä erityislaatuista, avoimia elinympäristöjä, jotka ovat tärkeitä monille, erityisesti uhanalaisille lajeille (Walker et al.

1999; Hirst et al. 2000a; Gazenbeek 2005; Vanderpoorten et al. 2005; Riksen et al. 2006; Warren et al. 2007; Warren & Büttner 2008a; Warren & Büttner 2008b; Graham et al. 2009). Tällaisia ovat esimerkiksi sukcession alkuvaiheen ja erilaisten vaihtumisvyöhykkeiden olosuhteet, joiden luomista ja ylläpitämistä sotilaallisen toiminnan toimesta pidetään monissa tutkimuksissa erityisen merkittävänä (Guretzky et al. 2006; Warren et al. 2007; Rivers et al. 2010). Mikäli häiriötä ei tapahtuisi ollenkaan, sukcessio etenisi ja aiheuttaisi avointen elinympäristöjen umpeenkasvun (Ferster & Vulinec 2010).

Suomen mittakaavassa sotilaallisen toiminnan luomat erityiset olosuhteet käsittävät pääasiassa paljasta maanpintaa ja hietikkoja sisältäviä alueita sekä paahdeympäristöjä (Luhtio 2011; Warsta 2011; Ympäristöraportti... 2013). Esimerkiksi paahdeympäristöjen olosuhteet ovat harvinaisia kosteassa ilmastossa, sillä normaalioloissa ne kasvavat sukcession myötä yleensä nopeasti umpeen (Gazenbeek 2005; Warren & Büttner 2008a). Suomessa niissä esiintyykin erityislaatuista kasvustoa ja harvinaisia hyönteisiä, joista erityisesti perhosten, myrkkypistiäisten, kovakuoriaisten ja suorasiipisten uhanalaisista lajeista merkittävä osuus on riippuvaisia paahdeympäristöistä joko ensisijaisena tai vaihtoehtoisena elinympäristönä (From 2005). Suomen perhoslajeista vain noin 10–20 % elää pääsääntöisesti paahdeympäristöissä, mutta niistä on riippuvaisia hieman yli 50 % uhanalaisista perhoslajeista (From 2005; Kaitila 2005).

Suomen Puolustusvoimien ampuma- ja harjoitusalueilta on tavattu monia avoimista kasvupaikoista riippuvaisia, uhanalaisia kasvilajeja. Niiden on todettu hyötyvän avoimien alueiden lisäksi muun muassa poteroista ja kranaattikuopista (Ojala 2008). Kasvien esiintyminen vaikuttaa välillisesti myös niitä ravintonaan käyttäviin hyönteisiin, ja Puolustusvoimien alueilta onkin tavattu lisäksi monia harvinaisia hyönteislajeja (Smith et al. 2002; Luhtio 2011). Kansainvälisissä tutkimuksissa suurempienkin eläinten on havaittu hyödyntävän häiriön vaikutuksesta syntyvää ravintokasvillisuutta sekä esimerkiksi kranaattikuoppiin kerääntynyttä sadevettä juomapaikkoina (Gazenbeek 2005; Krausman et al. 2005; Warren & Büttner 2008b; Limb et al. 2010).

Sotilaallinen toiminta keskittyy taktisesti parhaiden alueiden käyttöön, mistä johtuen harjoitusalueita käytetään yleensä melko epätasaisesti (Herl et al. 2005; Warren & Herl 2005). Saman alueen sisällä voikin sijaita intensiteetiltään ja tyypiltään erilaisten

häiriöiden muokkaamia osasia, jotka voivat vaihdella olosuhteiltaan hyvinkin paljon. Niinpä osaan harjoitusaluetta voi kohdistua sotilaallisen toiminnan intensiivisiä vaikutuksia, kun taas osa voi olla suhteellisen häiriötöntä (kuva 16, Gazenbeek 2005; Rivers et al. 2010). Vaihtelevista olosuhteista voi alueellisessa mittakaavassa muodostua heterogeeninen elinympäristöjen mosaiikki, jossa suuri määrä sukkessiovaiheeltaan ja elinympäristön vaatimuksiltaan erilaisia lajeja voi esiintyä samanaikaisesti (Greene & Nichols 1996; Althoff et al. 2005; Warren et al. 2007; Jentsch et al. 2009; Gaertner et al. 2010). Juuri saman alueen sisällä esiintyvää elinympäristöjen kirjoa pidetään kansainvälisissä tutkimuksissa merkittävänä biodiversiteetin ylläpitäjänä (Greene & Nichols 1996; Althoff et al. 2005; Cizek et al. 2013).



Kuva 16. Intensiteetiltään eritasoisia häiriöitä kokeneita ympäristöjä Yhdysvaltain armeijan harjoitusalueella. A = lievä häiriö, B = keskitasoinen häiriö, C = voimakas häiriö (Graham et al. 2004).

5.7.2 Muulta käytöltä suljettujen sotilasalueiden vaikutus biodiversiteettiin

Merkittävä syy biodiversiteetin heikentymiseen on ihmistoiminta esimerkiksi maatalouden, tehometsätalouden, kaupungistumisen ja teollisuuden muodossa. Sotilasalueilla ympäristö on kuitenkin säilynyt näiden vaikutusten ulottumattomissa, sillä ne ovat tyypillisesti suljettuja ulkopuoliselta toiminnalta ja sitä kautta kokonaan tai osittain rajautuneet yhteiskunnan käyttöpaineiden ulkopuolelle (Coulson 1995; Cohn 1996; Coe 1997; Quist et al. 2003; Gazenbeek 2005; Jentsch et al. 2009; Havlick 2011; Luhtio 2011; Warsta 2011; Hurmeranta et al. 2012; Ympäristöraportti... 2013). Rajoitukset perustuvat yleensä turvallisuus- ja maanpuolustuksellisiin syihin, mutta samalla ne tulevat eräänlaisena sivutuotteena edistäneeksi herkkien ja monipuolisten luonnonolojen säilymistä kyseisellä alueella (Gazenbeek 2005; Vanderpoorten et al. 2005; Telesco & Van Manen 2006; Warsta 2011; Hurmeranta et al. 2012).

Turvallisuussyistä esimerkiksi ampuma-alueiden ympärille perustetut suojavaoalueet edustavat tyypillisesti luonnontilaisina säilyneitä alueita, jotka rajoitetusta koostaan huolimatta voivat toimia tärkeinä elinympäristöinä monille lajeille (McKee & Berrens 2001; Warren et al. 2007; Coates et al. 2011). Suuremmissa mittakaavassa esimerkiksi Pohjois- ja Etelä-Korean rajalla kulkevan demilitarisoidun vyöhykkeen on havaittu toimivan muun muassa merkittävän biodiversiteetin ylläpitäjänä, tärkeänä muuttolintujen levähdyspaikkana ja monien uhanalaisten lajien elinympäristönä (Higuchi et al. 1996; Kim 1997).

Sotilasalueiden käyttörajoitukset mahdollistavat luonnonprosessien tapahtumisen laajassa mittakaavassa lähes kokonaan ilman ihmisen häirintää (Gazenbeek 2005). Suomen Puolustusvoimien alueilla metsänhoito on järjestetty toiminnan kannalta edullisella tavalla, jolloin metsien on annettu kehittyä näkö-, melu- ja pölysuojaksi. Samalla niistä on kehittynyt Suomessa muuten varsin harvalukuisina esiintyviä vanhoja metsiä, jotka ovat tärkeitä elinympäristöjä monille uhanalaisille lajeille (Luhtio 2011; Hurmeranta et al. 2012). Metsissä syntyy myös hyödyllistä lahoppuuta. Lisäksi Puolustusvoimissa on säilytetty kosteikkoja palontorjuntasyistä, mutta samalla niitä elinympäristönään käyttäviä lajeja hyödyttäen (Hurmeranta et al. 2012). Biodiversiteetin eduksi on myös havaittu Puolustusvoimien käytössä olevien alueiden laajuus ja yhtenäisinä säilyminen (Warsta 2011).

5.7.3 Sotilaallisen toiminnan merkitys luonnonsuojelun kannalta

Sotilasalueista jokainen on kehittynyt omanlaisekseen ympäristöksi muun muassa sijainnin, topografian, käyttöhistorian ja ekologisten ominaisuuksien perusteella (Luhtio 2011; Havlick 2014). Suomen mittakaavassa moni Puolustusvoimien alue on olosuhteiltaan harvinainen (Luhtio 2011). Suomen Puolustusvoimien käytössä olevien alueiden kokonaispinta-alasta yli 20 % koostuukin suojelukohteista, joihin kuuluu Natura 2000 –verkoston kohteita, harjujen- ja rantojensuojelualueita sekä muita kansallisesti suojeltuja luonnon- ja kulttuuriympäristön kohteita (Heikkonen et al. 2006; Luhtio 2011; Ympäristöraportti... 2013). Puolustusvoimien alueista luontoarvojen kannalta tärkeimpinä voidaan pitää Vattajanniemeä, Säköjärvenharjua, Parolannummea, Hätilää, Syndalenia, Santahaminaa, Valli- ja Kuninkaansaarta sekä Örön saarta (Luhtio 2011).

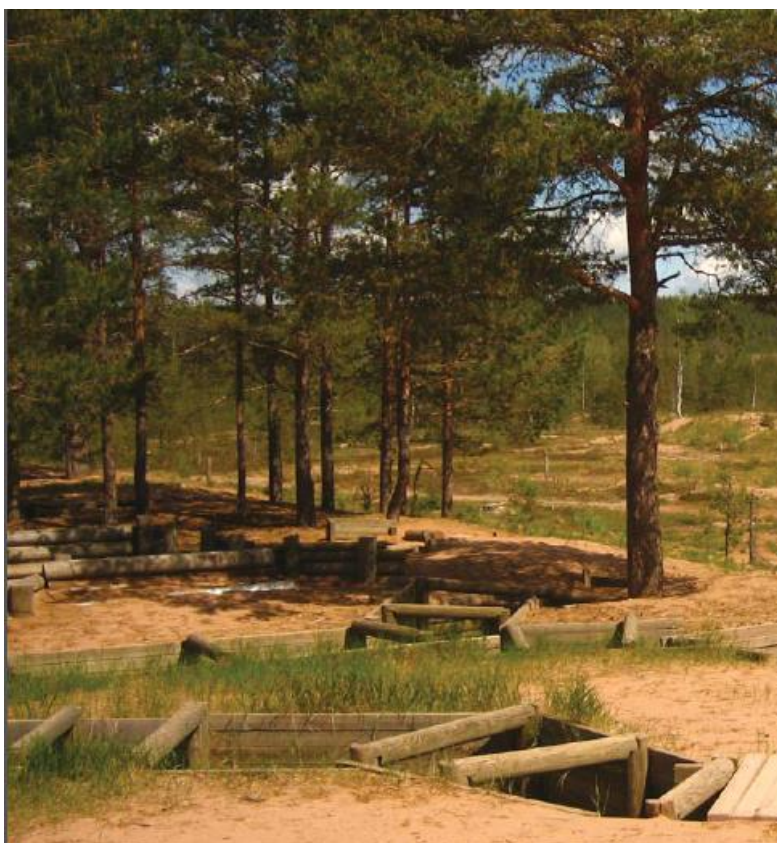
Suomen Puolustusvoimien alueista luonnonsuojelullisesti merkittävimpien joukkoon voidaan nähdä kuuluvan Kokkolassa sijaitseva Lohtajan Vattajanniemi, joka kuuluu Natura 2000 –verkostoon sekä harjujen- ja rantojensuojeluohjelmaan. Se on Euroopan laajin ja kattavin boreaalisen metsävyöhykkeen dyniluentotyyppien esiintymisalue, jossa Puolustusvoimien toiminta on toisaalta aiheuttanut dyynien kulumista, mutta on todettu olevan hyödyllistä muun muassa alueen käyttörajoitusten, dyynien aktiivisina pitämisen ja metsittämisen estämisen kannalta (kuva 17, Luhtio 2011). Dyynikasvillisuus tarjoaa elinympäristön monenlaisille lajeille, joista osa on harvinaisia. Naturen erityisesti suojeltavia luontotyyppiä Vattajanniemellä ovat merenrantaniityt, kiinteät ruohokasvillisuuden peittämät dyynit, variksenmarjadyynit, maankohoamisrannikon primäärisukessiovaiheen luonnontilaiset metsät, metsäluhdat ja rannikon laguunit (Kaila 2007).

Natura-verkostoon ja harjujensuojeluohjelmaan kuuluvalla Säköjärvenharjulla esiintyy monia uhanalaisia, paahdeympäristössä viihtyviä kasvi- ja hyönteislajeja. Näitä ovat kasveista esimerkiksi vain Suomessa tavattava harjumasmalo (*Anthyllis vulneraria subsp. fennica*) sekä hyönteisistä ajuruohovarsikoi (*Klimeschia transversella*) ja palosirkka (*Psophus stridulus*, Luhtio 2011). Joitakin hyönteislajeja, kuten harjusinisiipiä (*Scolitantides vicrama*) ja ruususiipisirkkaa (*Bryodemella tuberculata*) esiintyy Suomessa ainoastaan Säköjärvenharjulla (Nieminen & Sundell 2005; Luhtio 2011). Uhanalaisten lajien säilymisen nimenomaan kyseisellä alueella arvioidaan johtuvan ympäristön avoimuudesta,

rakentamattomuudesta, sopivasta käyttöpaineesta ja käyttörajoituksista (kuva 18, Ojala 2008; Luhtio 2011).



Kuva 17. Sotilaallista toimintaa Vattajanniemellä (Sievänen & Tikkanen 2009).



Kuva 18. Säkyänharju (Luhtio 2011).

Syndalenin ampuma- ja harjoitusalue Hankoniemellä koostuu dyyni-, suo-, metsä-, järvi- ja merialueista, ja kuuluu niin Natura-verkostoon kuin harjujen- ja rantojensuojeluohjelmaan (kuva 19). Ampumatoiminnan ja siitä syntyvien maastopalojen on todettu ylläpitävän hietikoita, jotka ovat elinehto monille hyönteislajeille (Luhtio 2011). Syndaleniasta on löydettävissä useita Suomen ja globaalinkin mittakaavan mukaan harvinaisia hyönteisiä, joita ovat esimerkiksi veriseppä (*Ampedus sanguineus*) ja alvaritikaripistiäinen (*Arachnospila alvarabnormis*). Syndalen on myös tärkeää hämähäkkialue, jossa elää uhanalaisista lajeista esimerkiksi hietakivikkohämähäkki (*Berlandina cinerea*) ja kyhmyristihämähäkki (*Araneus angulatus*, Luhtio 2011).



Kuva 19. Syndalenin Tvärminneträskens maaliialue, jossa elää kosteampia olosuhteita vaativia lintu- ja kasvilajeja (Luhtio 2011).

Santahaminassa Helsingin edustalla sijaitsee useita harjoitustoiminnan avoimena pitämiä hietikkoalueita, minkä lisäksi saari on tärkeä hyönteis-, lepako-, kasvillisuus- ja lintualue (kuva 20). Sinne on myös kehittynyt paljon vanhaa metsää (Luhtio 2011). Santahaminassa esiintyy monia uhanalaisia perhoslajeja, joista esimerkiksi tuomiyökkösen (*Acronicta strigosa*) ja malikaapuyökkösen (*Cucullia absinthii*) on havaittu runsastuneen saarella, kun

taas toisaalta esimerkiksi viheryökkösen (*Calamia tridens*) ja isoharmokääriäisen (*Cnephasia communana*) on havaittu vähentyneen (Luhtio 2011).



Kuva 20. Santahaminan eteläinen linnoitusvalli, jossa kasvaa merenrantaniitylle tyypillistä kasvistoa (Luhtio 2011).

Helsingin saaristossa sijaitsevilla Vallisaarella ja Kuninkaansaarella esiintyy monipuolista hyönteis- ja lintulajistoa sekä linnoitusniittyjä, joita kuitenkin uhkaa umpeenkasvu kulutuksen vähentymisen myötä. Saarilla pesii monien silmälläpidettävien lintulajien edustajia, kuten teeriä (*Tetrao tetrix*), kivitaskuja (*Oenanthe oenanthe*), pikkulepinkäisiä (*Lanius collurio*), kottaraisia (*Sturnus vulgaris*), nokkavarpusia (*Coccothraustes coccothraustes*) sekä yksi Helsingin seudun harvoista huuhkajapareista (*Bubo bubo*, Luhtio 2011).

Örön entinen sotilassaari Kemiönsaarella on erittäin arvokas uhanalaisten lajien keskittymä. Lajien menestymisen on todettu johtuvan saaren monipuolisista ja laajoista elinympäristöistä, joista erityisesti avoimet ja paahteiset alueet on havaittu tärkeiksi monille uhanalaisille kasvi- ja perhoslajeille (kuva 21, Luhtio 2011). Harvinaisista

kasveista Örössä esiintyy esimerkiksi merivehnnää (*Elimys fractus ssp. boreoatlanticus*), merikaalia (*Crambe maritima*) ja rantakauraa (*Ammophila arenaria*). Perhosista saarella esiintyy esimerkiksi suojeltua isoapolloa (*Parnassius apollo*), ja niiden on havaittu hyötyvän avointen olosuhteiden lisäksi alueen käyttörajoituksista (Luhtio 2011).



Kuva 21. Örön länsiranta, jonka hietikoissa, somerikoissa ja dyynialueilla esiintyy monia uhanalaisia ja harvinaisia lajeja (Vuorinen et al. 2014).

Monipuolisia luontoarvoja esiintyy pienemmässä määrin myös monilla muilla Suomen Puolustusvoimien alueilla. Hämeessä Parolannummella ja Hätilässä esiintyy paljon vanhaa metsää ja siellä viihtyvää monipuolista kääpäälajistoa ja linnustoa. Alueilla tavataan myös Suomessa erittäin uhanalaista hämeen kylmänkukkaa (*Pulsatilla patens*). Tämän lisäksi Taipalsaaren ampuma-alue Etelä-Karjalassa on äärimmäisen uhanalaisen muurahaissiniiven (*Maculinea arion*) lähes ainoa esiintymisalue Suomessa (Luhtio 2011).

Kulutusherkät alueet huomioidaan Suomen Puolustusvoimien toiminnassa esimerkiksi rajoittamalla toimintaa niiden yhteydessä (Luhtio 2011; Warsta 2011). Puolustusvoimat voi

myös osallistua suojelualueiden hoitoon. Esimerkiksi osa Natura 2000 –verkostoon kuuluvasta Repoveden kansallispuistosta Kymenlaaksossa kuuluu Karjalan Prikaatin läheisen harjoitusalueen suojavyöhykkeeseen. Prikaati onkin vastuussa kyseisen alueen kunnostustoimenpiteistä, pääasiassa lahopuun tuottamisesta, jotka on integroitu alueella käytävään sissisotakoulutukseen (Gazenbeek 2005). Myös Kainuun Prikaati on aikoinaan osallistunut Natura-soiden kunnostukseen Pohjois-Savossa, missä lahopuuräjätysten toteutettiin osana pioneerien räjähdekoulutusta. Osallistuminen luonnonsuojeluun voi Gazenbeekin (2005) mukaan tuoda hyötyä kummallekin osapuolelle, sillä esimerkiksi räjäytysten käytännön harjoitteluun ei välttämättä olisi muissa tapauksissa mahdollisuuksia.

Turvallisuusympäristön muutos kylmän sodan jälkeen on johtanut maailmalla asevoimien uudelleenjärjestäytymisiin ja sotilasalueiden sulkemisiin. Sotilaallisen toiminnan aiheuttaman kulutuksen loppumisen ja suljettujen alueiden avaamisen on kuitenkin havaittu johtaneen monissa tapauksissa luontoarvojen häviämiseen (Gazenbeek 2005). Toisaalta esimerkiksi Yhdysvalloissa monia suljettuja sotilasalueita on muutettu suojelualueiksi. Tämä johtuu osittain alueiden jatkokäytön rajoituksista esimerkiksi kemiallisten riskien ja ampumatarvikkeiden olemassaolon vuoksi (Havlick 2014). Myös Suomen Puolustusvoimissa on tapahtunut uudistuksia, joiden yhteydessä joistakin kohteista on luovuttu. Onkin arvioitu, että osa luontoarvoista on vaarassa kadota Puolustusvoimien alueilta, mikäli sotilaallinen toiminta niissä joskus päättyy (Warsta 2011).

6 TULOSTEN TARKASTELU

Sotilaallinen toiminta aiheuttaa monenlaisia ympäristövaikutuksia, jotka muodostuvat pääasiassa melusta ja tärinästä, metalli- ja räjähdysainepäästöistä, fyysisistä vaikutuksista maaperään ja kasvillisuuteen, ilmaan syntyvistä päästöistä, vesistövaikutuksista, eläinten käyttäytymiseen ja populaatioihin kohdistuvista vaikutuksista sekä biodiversiteettivaikutuksista. Ympäristövaikutusten suhteen on tunnistettavissa monia samankaltaisia painopistealueita kansainvälisen tutkimuksen ja Suomen Puolustusvoimien näkökulman kesken. Yhtäläisyyksien lisäksi painotuksissa löytyy luonnollisesti myös eroavaisuuksia, sillä esimerkiksi Puolustusvoimat keskittyy ympäristövaikutuksista niihin, jotka ovat merkityksellisimpiä sen toiminnan turvaamisen kannalta (Warsta 2011). Tämän tutkimusten tulosten tarkastelun tavoitteena on yhdistellä ja täydentää olemassa olevaa tietoa sekä tuoda uudenlaista näkökulmaa sotilaallisten toiminnan ympäristövaikutusten tarkasteluun.

Sotilaallisen toiminnan ympäristövaikutusten voidaan nähdä syntyvän pääosin ampuma- ja harjoitustoiminnasta, mistä johtuen melua ja tärinää voidaan pitää yhtenä tärkeimmistä vaikutuksista. Vaikka ne voidaan nähdä ympäristöterveyden alaan kuuluvina pääasiassa ihmisiin kohdistuvien seuraamusten vuoksi, ei niitä voida suoraan sivuuttaa, koska ne näyttäytyvät ympäröivälle yhteiskunnalle sotilaallisen toiminnan ympäristövaikutuksista todennäköisesti konkreettisimpina. Ne kuuluvat lisäksi Suomen Puolustusvoimien tärkeimpien ympäristönäkökohtien joukkoon (Harle 2014; Kajander 2014; Koponen 2014; Kralik 2014; Martikainen 2014; Parri 2014; Routaharju 2014; Svanström 2014; Sääksjärvi 2014; Vasikkaniemi 2014; Warsta 2014).

Kansainvälistä tutkimusta nimenomaan sotilaallisen toiminnan aiheuttamasta tärinästä näyttää olevan niin vähäisesti, ettei aihetta päästä kunnolla tarkastelemaan. Myös melua käsitteleviä tutkimuksia on löydettävissä suhteellisen vähän. Ampumamelun ärsyttävyyttä ihmisten kokemuksina on kuitenkin tutkittu jonkin verran Ruotsissa ja Sveitsissä (Rylander & Lundquist 1996; Brink & Wunderli 2010). Itse melusta ärsyyntyneiden kokonaismäärää kuvaavampi tulos lienee Brinkin ja Wunderlin (2010) havainto siitä, että tuntemukseen vaikuttivat voimakkaasti meluun varsinaisesti liittymättömät ominaisuudet, kuten ihmisten asenteet toimintaa kohtaan. Sama on havaittu joissain tapauksissa myös Suomen

Puolustusvoimien meluongelmien suhteen (Koponen 2014; Martikainen 2014; Routaharju 2014).

Sotilaallisen toiminnan aiheuttamaa melua on tarkasteltu kansainvälisessä tutkimuksessa ihmisiin kohdistuvan häiriön lisäksi eläimille koituvien haittojen osalta. Melun tiedetään Suomessakin vaikuttavan eläimiin ja luontoon (Hurmeranta et al. 2012). Eläinten on havaittu toisaalta säikähtelevän ja pakenevan sotilaalliselle toiminnalle ominaisia äkillisiä ja kovia ääniä, mutta kykenevän tiettyssä määrin myös tottumaan niihin (Ellis et al. 1991; Grubb & King 1991; Harrington & Veitch 1991; Stalmaster & Kaiser 1997; Krausman et al. 1998; Whittaker & Knight 1998; Schueck et al. 2001; Goudie & Jones 2004). Ihmiset ja eläimet näyttävät häiriintyvän samantapaisesta melusta, sillä ihmisetkin kokevat impulssimaisen, voimakkaan melun usein häiritseväksi (Heikkonen et al. 2006; Warsta 2011). Toisaalta eläimillä näyttää olevan ihmisiin verrattuna mahdollisesti jopa parempia keinoja sopeutua meluun, sillä ne pystyvät tottumisen lisäksi esimerkiksi joustamaan väliaikaisesti elinympäristöstään (Andersen et al. 1990; Andersen et al. 1996; Stephenson et al. 1996; Whittaker & Knight 1998).

Melun ja tärinän lisäksi ampumatoiminnasta syntyy toisena merkittävänä ympäristövaikutuksena metalli- ja räjähdysainepäästöjä. Ammuksista maaperään päästessään ne voivat jo sellaisenaan aiheuttaa riskejä ympäristölle ja heijastua vaikutusketjujen kautta jopa koko ekosysteemin laajuiseksi (Rantalainen et al. 2006; Pihkala 2011). Pohjaveteen päästessään ne muodostavat kuitenkin erityisen riskin myös ihmisten terveydelle (Heikkonen et al. 2006; Robinson et al. 2008).

Metallipäästöistä suurin osa syntyy pienikaliiperisten aseiden ammuksista ampumaradoilla (Warsta 2011). Ampumaratojen päästöistä erityisesti lyijyä ja sen kulkeutumista on käsitelty laajasti kansainvälisessä tutkimuksessa, mikä johtuu sen käytöstä ammusten päämateriaalina ja sitä kautta syntyvästä merkittävästä kuormituksesta (Nyman & Kurkela 1993; Lin et al. 1995; Astrup et al. 1999; Sorvari et al. 2006; Robinson et al. 2008; Clausen & Korte 2009; Heier et al. 2009; Warsta 2011; Evangelou et al. 2012; Siebielec & Chaney 2012; Kajander 2013). Myös Suomen Puolustusvoimissa metallipäästöt ovat ympäristönäkökohtana tärkeässä asemassa, sillä esimerkiksi lyijykuormitus ammuksista on yli 100 000 kg vuodessa (Ympäristöraportti... 2013). Puolustusvoimien ampumaratojen päästöt eivät näytä kuitenkaan aiheuttaneen merkittävää pilaantumista (Kajander 2013).

Metallipäästöjen tutkimus saattaa tulevaisuudessa suuntautua vähemmän tutkittuihin ammusmateriaaleihin, kuten arseeniin ja antimoniin.

Raskaiden aseiden ammunnoista ja räjäytyksistä syntyvät räjähdysainepäästöt näyttävät olevan Suomen Puolustusvoimissa ajankohtainen ja tärkeä aihe, jonka tutkimustarve kasvaa koko ajan (Kajander 2014; Martikainen 2014; Sundell 2014; Sääksjärvi 2014). Huolta voidaan pitää ilmeisenä, sillä moni Puolustusvoimien ampuma-alue sijaitsee pohjavesialueella (Ympäristöraportti... 2013). Lisäksi päästöt syntyvät paljon laajemmalla alueella, kun taas ampumaradoilla ne ovat suhteellisen keskittyneitä esimerkiksi taustavalleihin (Nyman & Kurkela 1993; Astrup et al. 1999; Sorvari 2007). Kansainvälistä tutkimusta räjähdysaineista ei näytä olevan löydettävissä kovin paljon, mikä voi johtua alan marginaalisuudesta. Haasteena on myös kansainvälisten tutkimusten ympäristöolosuhteiden eroaminen Suomen olosuhteista, mistä johtuen tutkimustuloksia ei voida sellaisenaan soveltaa Suomen Puolustusvoimien toiminnassa (Warsta 2011; Harle 2014). Lisätutkimuksen tarve räjähdysaineiden aiheuttamille ympäristövaikutuksille Suomen olosuhteissa näyttääkin ilmeiseltä.

Kansainvälisessä tutkimuksessa painottuvat selvästi fyysiset vaikutukset maaperään ja kasvillisuuteen, erityisesti asevoimien raskaan kaluston aiheuttaman kuormituksen osalta. Kaluston telat ja pyörät muodostavat uria ja kuluttavat maanpintaa suojaavaa kasvillisuuspeitettä, mistä seuraa myös itse maaperän kulumista ja eroosion kiihtymistä (Yorks et al. 1997; Grantham et al. 2001; Althoff & Thien 2005; Warren et al. 2007; Luhtio 2011). Kulutuksen on havaittu voimistuvan muun muassa maan korkean kosteuspitoisuuden, suuren ajonopeuden ja käännösten vaikutuksesta (Ayers et al. 1994; Yorks et al. 1997; Grantham et al. 2001; Shoop et al. 2005; Foster et al. 2006; Li et al. 2007; Dickson et al. 2008). Raskas kalusto ja sotilasjoukkojen liikkuminen voi myös tiivistää maata, mikä muun muassa huonontaa veden suotautumista ja olosuhteita kasvillisuuden kannalta, jonka palautuminen on olennaista myös maaperän toipumisen kannalta (Braunack & Williams 1993; Unger & Kaspar 1994; Kozlowski 1999; Milchunas et al. 1999, 2000; Whitecotton et al. 2000; Warren et al. 2007).

Fyysiset vaikutukset riippuvat suurelta osin maaperän ominaisuuksista, joten lähes yksinomaan Yhdysvalloissa laadittujen tutkimusten havaintoja ei voitane sellaisenaan verrata Suomen olosuhteisiin. Eroja on todennäköisesti löydettävissä myös ylipäänsä

harjoitusalueiden ympäristöolosuhteissa ja toiminnan intensiteetissä. Suomen Puolustusvoimissa maaston kuluminen ja maan tiivistyminen joukkojen ja kaluston liikkumisen vaikutuksesta on tiedostettu, mutta ne eivät näytä kuuluvan merkittävimpien ympäristönäkökohtien joukkoon.

Fyysisistä maaperä- ja kasvillisuusvaikutuksista seuraa suorien vaikutusten lisäksi välillisiä vaikutuksia, joista osa on positiivisia. Tutkimusten mukaan sopivalla tasolla oleva fyysinen kulutus voi luoda ja ylläpitää erityisiä, avoimia olosuhteita, jotka hyödyttävät monia kasvi- ja eläinlajeja (Hirst et al. 2000b; Toynton & Ash 2002; Preston et al. 2009). Yhdysvalloissa raskaan kaluston harjoitustoiminnan on myös arvioitu jäljittelevän ruohotasankojen lajiston kehitykseen vaikuttaneita häiriömekanismeja, jotka syntyivät ennen luontaisesti ja ovat sittemmin hävinneet (Ferster & Vulinec 2010; Limb et al. 2010). Positiivisista vaikutuksista huolimatta on kuitenkin tärkeää huomioida, että fyysinen kulutus voi potentiaalisesti aiheuttaa merkittävää tuhoa kasvillisuudelle ja liiaksi voimistuessaan heikentää ympäristön laatua ja lajien elinolosuhteita (Stephenson et al. 1996; Yorks et al. 1997; Whitecotton et al. 2000; Grantham et al. 2001; Quist et al. 2003; Althoff & Thien 2005; Hirst et al. 2005; Warren et al. 2007; Leis et al. 2008; Graham et al. 2009; Silveira et al. 2010).

Fyysisen kulutuksen, erityisesti raskaan kaluston tuottamat voimakkaat häiriöt voivat vaikuttaa välillisesti vesistöihin pääosin eroosion ja lisääntyneen valunnan kautta. Tutkimusten mukaan kasvillisuuden häviäminen sekä maan paljastuminen, kuluminen ja tiivistyminen lisäävät eroosiota (Trumbull et al. 1994; Milchunas et al. 1999; Whitecotton et al. 2000; Fuchs et al. 2003; Haugen et al. 2005; Althoff & Thien 2005; McDonald & Glen 2007; Wang et al. 2007; Althoff et al. 2009a; Silveira et al. 2009). Maan tiivistyminen voi myös lisätä pintavaluntaa (Jim 1993; Kade & Warren 2002; Fuchs et al. 2003; Hamza & Anderson 2005). Niinpä voidaan olettaa, että kulutuksen myötä irronneet maapartikkelit todennäköisesti huuhtoutuvat lisääntyneen pintavalunnan mukana vesistöihin etenkin, jos sitä sitovaa kasvillisuutta ei ole (Shaw & Diersing 1990; Maloney et al. 2005; Nyakatawa et al. 2010). Erodoituneeseen maahan on myös havaittu syntyvän väliaikaisia kanavia, joita pitkin maa-ainesta kuljettavat valumavedet voivat kulkeutua vesistöihin tehokkaasti jopa suojaavasta kasvillisuudesta huolimatta (Sample et al. 1998; Houser et al. 2006).

Selkeistä fyysiseen kulutukseen liittyvistä kytkennöistä huolimatta sotilaallisen toiminnan vesistövaikutuksia käsittelevää kansainvälistä tutkimusta näyttää olevan suhteellisen vähän. Tutkimukset keskittyvät suurelta osin kiintoaineiden kuormitukseen, mistä tosin voitaneen päätellä kiintoaineiden muodostavan merkittävän osan vaikutuksista. Suomen Puolustusvoimissa vesistönäkökulma taas näyttää keskittyvän lähinnä ampumaratojen pintavesivaluntaan (Warsta 2011; Ympäristöraportti... 2013; Warsta 2014).

Ympäristövaikutukset eivät Suomen olosuhteissa ole luultavasti kovinkaan suuria esimerkiksi kuormituksen tai vaikutusten piiriin ulottuvien vesistöjen vähäisyydestä johtuen. Vaikutuksia voi myös olla melko haastavaa selvittää niiden välillisyydestä johtuen. Nimenomaan sotilaallisesti toiminnasta syntyviä vesistövaikutuksia voitaneen kuitenkin pitää suhteellisen vähäisinä ja paikallisina, sillä toiminta on todennäköisesti paljon rajoittuneempaa kuin muut samankaltaisia vaikutuksia aiheuttavat yhteiskunnan toiminnot, kuten urbanisaatio, maanviljely ja metsien hävittäminen (Allan et al. 1997; Martin et al. 2000; Kreuzweiser & Capell 2001; MacDonald et al. 2003; Strayer et al. 2003).

Sotilaallisen toiminnan myötä ilmaan muodostuvista päästöistä näyttää olevan löydettävissä kaikkein vähiten tutkimustietoa muihin ympäristövaikutuksiin verrattuna. Myös Suomen Puolustusvoimissa ne näyttävät kuuluvan vähäisempien ympäristönäkökohtien joukkoon. Tiedon vähäisyys saattaa johtua siitä, etteivät ilmapäästöt ole samalla tavalla aistinvaraisesti havaittavissa kuin esimerkiksi melu tai raskaan kaluston muodostamat urat. Pakokaasupäästöjen ei kuitenkaan voitane olettaa olevan täysin vähäpätöisiä, sillä esimerkiksi Suomen Puolustusvoimien maa-ajoneuvot käyttävät vuosittain 12 miljoonaa litraa polttoainetta (Martikainen 2014). Merkittävimpien ilmaan muodostuvien päästöjen joukossa näyttävät kuitenkin olevan pienhiukkaset, joilla voi olla vaikutusta ilmastoon sekä näkyvyyteen ja ihmisten terveyteen (Chow et al. 2002, 2006; MacCracken 2008; Mauderly & Chow 2008; Pope & Dockery 2006; Kuhns et al. 2010; Warsta 2011; Watson et al. 2011). Sotilaallisen toiminnan ilmapäästöjen lisätutkimuksen tarve näyttää ilmeiseltä.

Sotilaallisen toiminnan vaikutukset eläinten käyttäytymiseen ja populaatioihin erottuvat kansainvälisessä tutkimuksessa selkeästi omaksi aihekokonaisuudekseen. Suomen Puolustusvoimissa ne eivät näytä olevan merkittävimpiä pidettyjen ympäristönäkökohtien joukossa, vaikkakin Hurmeranta ja kollegat (2012) ovat noteeranneet eläimet

meluvaikutusten kohteina. Huomion vähyys voi johtua siitä, etteivät luonnonvaraisten eläinten reaktiot ole välttämättä helposti havaittavissa ihmisten näkökulmasta, etenkin kun ne tutkimusten mukaan usein pakenevat sotilaallisen toiminnan melua (Harrington & Veitch 1991; Krausman et al. 1998; Goudie & Jones 2004; Lawler et al. 2005; Demarchi et al. 2012). Lisäksi itse tutkimusta voidaan pitää haastavana menetelmien ja resurssien kannalta, sillä se on kansainvälisissä tutkimuksissa usein toteutettu tarkkailemalla eläimiä pitempiä aikaisesta (esim. Schueck et al. 2001; Krausman et al. 2004; Delaney et al. 2011). Tutkimustulosten yleistettävyyttä ei todennäköisesti ole hyvä, sillä tutkimukset näyttävät keskittyvän melko pieniin kokonaisuuksiin, minkä lisäksi ne ovat riippuvaisia tarkasteltavasta lajista ja paikallisista olosuhteista (Goudie & Jones 2004).

Tutkimuksissa eläinten havaittiin kykenevän suurelta osin tottumaan esimerkiksi ammuntojen ja helikopterien meluun, mikä tosin riippui melun yllättävyydestä, toistuvuudesta ja melulähteen etäisyydestä (Grubb & King 1991; Stalmaster & Kaiser 1997; Brown et al. 1999; Delaney et al. 1999; Schueck et al. 2001; Telesco & Van Manen 2006; Delaney et al. 2011; Barron et al. 2012). Tottumisen myötä eläinten ei havaittu muuttavan käyttäytymistään kovin paljon tai pitkäksi aikaa, joten käyttäytymisen häiriintymisestä mahdollisesti seuraavilta negatiivisilta populaatiovaikutuksilta näytettiin lähes kaikkien tutkimusten perusteella välttävän. Sotilaallisen toiminnan vaikutuksia eläinten käyttäytymiseen ja populaatioihin voidaan kuitenkin pitää tärkeänä tutkimusaiheena, erityisesti jos tutkimus tarkastelee esimerkiksi uhanalaisia tai riistanhoidon kannalta merkityksellisiä lajeja (Andersen et al. 1996; Krausman et al. 2004, 2005; Demarchi et al. 2012).

Tutkimusten havainnot eläinten käyttäytymisestä sotilaallisen toiminnan suhteen vastaavat monilta osin Fridin ja Dillin (2002) riski-häiriöhypoteesin näkemyksiä. Eläinten havaittiin reagoivan sotilaallisen toiminnan luomiin häiriöärsykkeisiin ainakin tarkkaavaisuuden lisääntymisen, mutta yleisesti myös pakenemisen kautta (Ellis et al. 1991; Harrington & Veitch 1991; Stalmaster & Kaiser 1997; Krausman et al. 1998; Demarchi et al. 2012). Reaktioiden voitaneen sanoa noudattavan pitkälti samoja periaatteita kuin saalistajan kohtaamisen suhteen (Madsen 1994; Gill et al. 1996). Teorian mukaan niukkojen resurssien piirissä eläminen voi lisäksi herkistää pakoreaktiota, sillä eläin ei hyödy tarpeeksi resurssien luona pysymisestä vaaran uhatessa (Frid & Dill 2002). Tämän voidaan nähdä toteutuvan eräällä tavalla Schueckin ja kollegoiden (2001) tutkimuksessa, jossa

petolintujen havaittiin häiriintyvän sotilaallisesta toiminnasta herkemmin huonoina saalisvuosina, mutta pitävään siitä vähemmän ravinnon ollessa riittävällä tasolla.

Riski-häiriöhypoteesin mukaan ärsykeisiin tottuminen on mahdollista, mutta tapahtuu ennemmin tarkkaavaisuuden vähenemisen ja pakoonlähdon viivästymisen kautta (Frid & Dill 2002). Monien eläinten onkin havaittu tottuvan sotilaalliseen toimintaan niin, etteivät ne reagoineet siihen enää yhtä alttiisti kuin ennen (Weisenberger et al. 1996; Stalmaster & Kaiser 1997; Brown et al. 1999; Delaney et al. 1999; Schueck et al. 2001; Goudie & Jones 2004; Krausman et al. 2004; Lawler et al. 2005; Telesco & Van Manen 2006; Barron et al. 2012). Ärsykkeiden toistuminen edesauttoi tottumista sekä teorian että useiden tutkimusten havaintojen perusteella (Stalmaster & Kaiser 1997; Brown et al. 1999; Frid & Dill 2002; Bejder et al. 2009). Niinpä eläinten tottumista sotilaallisen toiminnan kaltaisiin ärsykeisiin ei voitane pitää vain osittaisena tai merkityksettömänä, kuten joissakin tutkimuksissa on esitetty (Burger & Gochfeld 1990; Bleich et al. 1994; Steidl & Anthony 2000). Bergerin (2007) sekä Fracisin ja kollegoiden (2009) näkemyksen mukaan eläimet voivat jopa hyödyntää ihmistoimintaa suojautuakseen ärsykeille herkemmillä saalistajilta. Saman havaitsivat esimerkiksi Barron ja kollegat (2012) pikkulintuja tarkastelevassa tutkimuksessaan.

Yhtäläisyyksistä huolimatta monien tutkimusten havaitsemat populaatiovaikutukset kuitenkin eroavat riski-häiriöhypoteesin näkemyksistä. Teorian mukaan voimakkaat häiriöärsykkeet voivat saada eläimet käyttämään paljon aikaa ja energiaa muuhun kuin esimerkiksi ravinnon hankintaan, jolloin eläinpopulaatiot voivat pienentyä yksilöiden kunnan ja lisääntymisen heikentymisen vaikutuksesta (Hik 1995; Frid & Dill 2002). Tutkimuksissa sotilaallisen toiminnan ei kuitenkaan havaittu vaikuttaneen merkittävästi tarkasteltujen eläinten lisääntymiseen (Ellis et al. 1991; Krausman et al. 1998; Brown et al. 1999; Delaney et al. 1999; Lehman et al. 1999; Doresky et al. 2001; Delaney et al. 2011; Barron et al. 2012). Ravintoa hankkiessaan eläinten havaittiin eräissä tapauksissa häiriintyvän sotilaallisesta toiminnasta helpommin (Stalmaster & Kaiser 1997; Schueck et al. 2001; Lawler et al. 2005). Toiset tutkimukset eivät kuitenkaan pitäneet vaikutuksia merkittävänä (Montopoli & Anderson 1991; Delaney et al. 1999; Schueck et al. 2001; Goudie & Jones 2004). Kansainvälinen tutkimus ei monilta osin näytä olevan yksimielinen sotilaallisen toiminnan vaikutuksista eläinten käyttäytymiseen ja populaatioihin, joten lisätutkimuksen tarve näyttää selkeältä.

Sotilaallisen toiminnan biodiversiteettivaikutuksia käsitellään laajasti kansainvälisessä tutkimuksessa. Myös Suomen Puolustusvoimissa ne on nostettu esiin erityisesti niiden positiivisten vaikutusten kautta. Biodiversiteettivaikutusten voidaan nähdä muodostuvan välillisesti fyysisten maaperä- ja kasvillisuusvaikutusten kautta. Ammunnat, räjäytykset sekä raskaan kaluston ja sotilasjoukkojen liikkuminen muokkaavat maanpintaa ja kasvillisuutta, mikä muuttaa elinympäristöjen olosuhteita ja heijastuu tätä kautta erilaisiin lajeihin (Knick & Dyer 1997; Van Horne et al. 1997; Van Horne & Sharpe 1998; Schueck et al. 2001). Vaikutukset riippuvat ympäristön sietokyvystä, sillä liian voimakas häiriö voi aiheuttaa kestämatöntä kulumista ja sitä kautta lajien elinolosuhteiden, ympäristön laadun ja biodiversiteetin heikentymistä (Stephenson et al. 1996; Quist et al. 2003; Warren et al. 2007; Leis et al. 2008; Graham et al. 2009; Silveira et al. 2010; Murphy & Romanuk 2014).

Vaikka sotilaallisen toiminnan tuottama häiriö voi potentiaalisesti tuottaa negatiivisia biodiversiteettivaikutuksia, voi se joissain tapauksissa myös hyödyttää biodiversiteettiä, mikäli häiriö on sopivantasoisista ympäristön sietokykyyn nähden. Tällöin se voi luoda ja ylläpitää erityisiä olosuhteita, jotka hyödyttävät monia uhanalaisia lajeja (Walker et al. 1999; Hirst et al. 2000a; Gazenbeek 2005; Vanderpoorten et al. 2005; Riksen et al. 2006; Warren et al. 2007; Warren & Büttner 2008a; Warren & Büttner 2008b; Graham et al. 2009). Kyseisiin olosuhteisiin kuuluvat tutkimusten mukaan erityisesti sukkession alkuvaiheet ja vaihettumisvyöhykkeet sekä paahdeympäristöt (Guretzky et al. 2006; Warren et al. 2007; Rivers et al. 2010; Luhtio 2011; Warsta 2011; Ympäristöraportti... 2013). Asiaa voidaan pitää merkityksellisenä, sillä avointen alueiden sulkeutuminen ja muun muassa kulojen aikaansaamien sukkession alkuvaiheen olosuhteiden vähentyminen ovat esimerkiksi Suomen lajien uhanalaisuuden syistä ja uhkatekijöistä suurimpien joukossa (Rassi et al. 2010). Tulosten voidaan myös nähdä tukevan vahvasti keskitiheidän häiriöiden hypoteesia (Connell 1978; Huston 1979; Hughes 2010).

Tutkimusten mukaan paikallisista, erityyppisten häiriöiden muokkaamista olosuhteista voi sotilasalueelle muodostua heterogeeninen elinympäristöjen mosaiikki, jonka on todettu voivan ylläpitää merkittävää biodiversiteettiä alueella (Greene & Nichols 1996; Althoff et al. 2005; Gazenbeek 2005; Warren et al. 2007; Jentsch et al. 2009; Gaertner et al. 2010; Rivers et al. 2010). Kyseinen näkemys näyttää vahvasti yhteneväiseltä Warrenin ja kollegoiden (2007) esittämän heterogeenisen häiriöjärjestelmän kanssa. Näkemys tukee

myös kansainvälisen tutkimuksen ja Suomen Puolustusvoimien havaintoja sotilasalueilla esiintyvistä erityisistä elinympäristöistä, monipuolisesta lajistosta ja uhanalaisista lajeista. Puolustusvoimien suhteen merkittävänä voitaneen pitää sen käytössä olevilta alueilta tavattavia, Suomen mittakaavassa harvinaisia olosuhteita ja monia nimenomaan kyseisiltä alueilta tavattavia, uhanalaisia lajeja (Nieminen & Sundell 2005; Ojala 2008; Luhtio 2011).

Sotilasalueiden rajoitusten on havaittu edistävän herkkien ja monipuolisten luonnonolojen säilymistä rajaamalla alueet muun yhteiskunnan käyttöpaineiden ulkopuolelle (Gazenbeek 2005; Vanderpoorten et al. 2005; Telesco & Van Manen 2006; Warsta 2011; Hurmeranta et al. 2012). Myös luonnonprosessit, kuten lahopuun ja vanhan metsän muodostuminen, saavat edetä häiriöttä (Gazenbeek 2005; Luhtio 2011; Hurmeranta et al. 2012). Tätä voidaan pitää merkityksellisenä, sillä esimerkiksi Suomen lajien uhanalaisuuden syistä ja uhkatekijöistä suurimpien joukkoon kuuluvat rakentaminen sekä metsäelinympäristöjen muutos, kuten lahopuun ja vanhan metsän vähentyminen (Rassi et al. 2010). Sotilaalliseen toimintaan liittyvistä häiriöistä ja rajoituksista voidaankin nähdä syntyvän monilla tavoin huomattavia positiivisia vaikutuksia nimenomaan biodiversiteetin suhteen.

Sotilaallisen toiminnan häiriöiden ja rajoitusten merkitystä voidaan pitää mielenkiintoisena kysymyksenä erityisesti suljettujen sotilasalueiden osalta. Mikäli sotilaallinen toiminta päättyy jollakin alueella, siellä esiintyvät luontoarvot voivat olla vaarassa hävitä niitä ylläpitäneen kulutuksen lakatessa ja muun yhteiskunnan toimintojen mahdollisesti levittäytyessä alueelle (Gazenbeek 2005; Warsta 2011). Suomessa esimerkiksi Santahaminaan kohdistuu paineita saaren muuttamiseksi asuinkäyttöön (Helsingin Sanomat 2011). Alueen voidaan kuitenkin päätellä hyötyvän esimerkiksi avoimia hietikkoalueita ylläpitävästä harjoitustoiminnasta sekä rajoituksista, jotka todennäköisesti ovat edistäneet saaren vanhan metsän sekä hyönteisille, lepakoille, kasvillisuudelle ja linnuille otollisten olosuhteiden kehittymistä (Luhtio 2011). Tämän perusteella sotilaallisen toiminnan lopettamista ja saaren avaamista rakentamiskäyttöön ei voitane pitää luonnonarvojen kannalta edullisena. Lisätutkimuksen tarvetta on kuitenkin tunnistettavissa sen suhteen, miten sotilaallinen toiminta tarkalleen vaikuttaa luontoarvoihin, sillä vaikutukset lienevät tapauskohtaisia.

Tämän tutkimuksen havaintojen perusteella voidaan sotilaallisen toiminnan ympäristövaikutukset jakaa kahteen luokkaan, häiriöihin ja päästöihin. Tässä sotilaallisen

toiminnan häiriöiksi luokitellaan melu ja värinä, eläinten käyttäytymiseen ja populaatioihin kohdistuvat vaikutukset, fyysiset maaperä- ja kasvillisuusvaikutukset, vesistövaikutukset sekä biodiversiteetti-vaikutukset. Luokittelu on tehty mukaillen Whiten ja Pickettin (1985) häiriön määritelmää, jonka mukaan häiriö on erillinen tapahtuma, joka häiritsee ekosysteemiä, yhdyskuntaa tai populaation rakennetta ja muuttaa luonnonvaroja, kasvualustan saatavuutta tai fyysistä ympäristöä. Päästöiksi taas luokitellaan metalli- ja räjähdysainepäästöt sekä ilmaan muodostuvat päästöt.

Melua ja värinää voidaan todennäköisesti pitää myös päästöinä, mutta tässä ne luokitellaan häiriöiksi sillä perusteella, etteivät ne aiheuta fyysistä tai ajallisesti säilyvää pilaantumista, toisin kuin päästöiksi luokitellut vaikutukset. Whiten ja Pickettin (1985) häiriön määritelmässä ei suoraan mainita ihmisiä häiriön kohteina, vaikka melu- ja värinävaikutukset kohdistuvat pääosin ihmisiin. Sotilaallisen toiminnan aiheuttaman melun kuitenkin tiedetään toimivan häiriöärsyksenä myös eläimille, mikä on toinen peruste sen luokittelukseksi häiriöiden joukkoon. Melu ja värinä voidaan luokitella ihmisten kannalta negatiivisiksi häiriöiksi, sillä esimerkiksi melu voi aiheuttaa haitallisia terveysvaikutuksia ja ihmisten on havaittu usein ärsyyntyvän siitä, vaikka esimerkiksi ihmisten etukäteisasenteiden onkin todettu vaikuttavan suhtautumiseen. Eläinten kannalta melua voidaan kuitenkin pitää suhteellisen neutraalina häiriönä, sillä siihen tottuminen on havaittu tietyssä määrin mahdolliseksi.

Eläinten käyttäytymiseen ja populaatioihin kohdistuvat vaikutukset perustuvat pitkälti sotilaallisen toiminnan aiheuttamiin meluvaikutuksiin ja ihmisten lisääntyneeseen läsnäoloon, jotka voivat häiritä eläimiä. Häiriöt heijastuvat eläinten käyttäytymiseen, jonka muuttuminen voi puolestaan aiheuttaa välillisiä vaikutuksia eläinpopulaatioihin. Niinpä vaikutusten voidaan nähdä kuuluvan selkeästi häiriöihin. Sekä suoraan eläinten käyttäytymiseen että välillisesti populaatioihin kohdistuvia vaikutuksia voidaan pitää suhteellisen neutraaleina, sillä niiden häiritsevästä vaikutuksesta huolimatta eläinten on havaittu pystyvän mukautumaan niihin esimerkiksi tottumisen tai liikkumisen kautta. Sotilaallisen toiminnan ei ole myöskään havaittu aiheuttaneen merkittäviä haittavaikutuksia eläinpopulaatioille.

Fyysiset maaperä- ja kasvillisuusvaikutukset syntyvät pääosin ampuma- ja räjäytystoiminnasta sekä raskaan kaluston ja sotilasjoukkojen liikkumisesta, jotka

aiheuttavat kasvillisuuden kulumista ja jopa tuhoutumista sekä maan paljastumista, kulumista ja tiivistymistä. Nämä puolestaan aiheuttavat monia välillisiä vaikutuksia, kuten eroosion ja pintavalunnan lisääntymistä. Fyysiset maaperä- ja kasvillisuusvaikutukset voidaankin nähdä selkeinä häiriön aikaansaannoksina. Suoraan sotilaallisesta toiminnasta syntyviä vaikutuksia voidaan pitää neutraaleina, koska ne kuluttavat kasvillisuutta ja maata sekä tiivistävät maaperää usein hyvin voimakkaasti, mutta sietokykyisemmällä ja etenkin häiriöistä hyötyvillä alueilla ne voivat olla ympäristölle vähemmän vahingollisia tai jopa hyödyksi.

Fyysisistä maaperä- ja kasvillisuusvaikutuksista syntyy välillisesti vesistöihin ja biodiversiteettiin kohdistuvia vaikutuksia. Vesistöihin heijastuvat yleensä häiriön vaikutuksesta lisääntynyt eroosio ja pintavalunta, jotka usein lisäävät kiintoaineksen kuormitusta ja tätä kautta esimerkiksi heikentävät vesielinympäristöjä ja veden laatua. Niinpä vesistövaikutusten voidaan nähdä olevan pääosin negatiivisia. Biodiversiteettiin kohdistuvat vaikutukset taas syntyvät fyysisten vaikutusten aiheuttamiin muutoksiin elinympäristöissä. Ne voidaan luokitella neutraaleiksi, sillä toisaalta liian intensiivinen sotilaallinen toiminta voi aiheuttaa ympäristön kestämatöntä kulumista, mutta voi sopivalla tasolla ollessaan se voi luoda ja ylläpitää monille uhanalaisillekin lajeille edullisia, erityisiä olosuhteita ja merkittävää biodiversiteettiä. Sotilasalueiden rajoitusten voidaan puolestaan nähdä tuovan pitkälti positiivisia vaikutuksia, sillä niiden vuoksi herkät ja monipuoliset luonnonolot voivat säilyä alueella ilman muun yhteiskunnan toiminnan vaikutusta.

Sotilaallisen toiminnan muodostamista päästöistä metallit ja räjähdysaineet muodostavat huomattavan osan, minkä lisäksi ne näyttävät olevan yksi merkittävimmistä sotilaallisen toiminnan ympäristövaikutuksista kokonaisuudessaan sekä kansainvälisestä että Suomen Puolustusvoimien näkökulmasta. Ne voivat aiheuttaa maaperän ja pohjaveden pilaantumista sekä niiden kautta välillisesti vaikutuksia eliöihin ja ihmisten terveyteen. Ilmaan muodostuvat päästöt ovat selvästi pienimuotoisempia, mutta niillä voi olla negatiivisia vaikutuksia ilmastoon ja ihmisten terveyteen. Kaikkia sotilaallisen toiminnan päästöjä voitaneen pitää negatiivisina.

Sotilaallisen toiminnan ympäristövaikutuksia voidaan yleisesti ottaen pitää moninaisina, sekä negatiivisia että positiivisia näkökohtia sisältävinä kokonaisuuksina. Vaikutukset

syntyvät lähes väistämättä sotilaallisen suorituskyvyn ja uskottavan maanpuolustuksen luomisen ja ylläpitämisen kannalta välttämättömästä ampuma- ja harjoitustoiminnasta, joten esimerkiksi Suomen Puolustusvoimien rooli voidaan nähdä erilaisten arvojen välisenä tasapainoiluna. Koska sotilaallisen toiminnan ympäristövaikutukset ovat usein väistämättömiä ja monitahoisia, korostuvat niiden hallintakeinot selkeästi. Mikäli ympäristövaikutusten hillitsemiseen ja estämiseen tähtääviä menetelmiä ei ole riittävästi, voidaan sotilaallisen toiminnan harjoittamista ympäristön kannalta kestäväällä tavalla pitää mahdottomana. Niinpä sotilaallisen toiminnan ympäristövaikutusten hallintakeinoja voidaan pitää potentiaalisena tulevaisuuden tutkimuskohteena, johon tämä tutkimus tarjoaa tarvittavaa pohjatietoa.

Tämä tutkimus ei välttämättä tuo kovin paljon uutta tietoa sotilaallisen toiminnan yksittäisistä ympäristövaikutuksista, mutta se tarjoaa niistä kokonaiskuvan yhdistellen ja vertaillen sekä kansainvälistä tutkimusta että Suomen olosuhteita Puolustusvoimien näkökulmasta. Tutkimuksen tuloksiin liittyy epävarmuutta tietyltä osin. Tarkastelu perustuu saatavilla olevaan tietoon, mikä ei välttämättä kerro koko totuutta ympäristövaikutuksista tai niiden painotusta. Todennäköisesti uhka liian kapeasta näkökulmasta on kuitenkin suhteellisen vähäinen huomioitaessa tutkimuksen lähdeaineiston laajuus.

Tutkimuksen haasteena voidaan nähdä näkökulman laajuuden lisäksi ympäristöolojen erilaisuuden huomiointi kansainvälistä ja Suomen olosuhteita vertailtaessa, sillä kansainvälisistä tutkimuksista suurin osa on laadittu Yhdysvalloissa. Tuloksia ei voikaan välttämättä sellaisenaan verrata Suomen olosuhteisiin. Tämä on kuitenkin pyritty huomioimaan tässä tutkimuksessa mahdollisimman hyvin.

7 JOHTOPÄÄTÖKSET

1. Millaisia ovat sotilaallisesta toiminnasta syntyvät merkittävimmät ympäristövaikutukset?

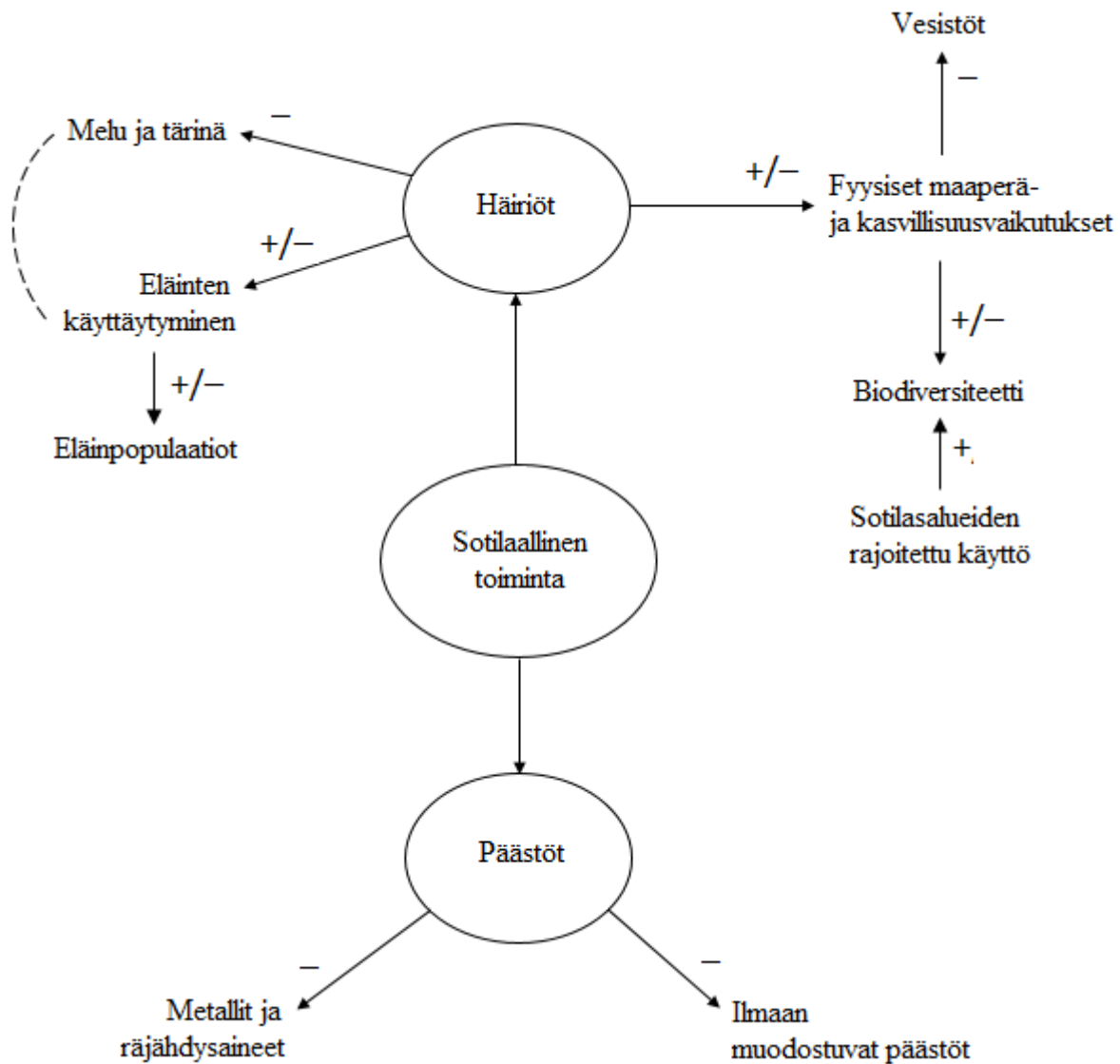
Sotilaallisesta toiminnasta syntyvistä ympäristövaikutuksista suurin osa on peräisin ampuma- ja harjoitustoiminnasta, kuten ammunnoista, räjäytyksistä sekä raskaan kaluston ja sotilasjoukkojen liikkumisesta. Merkittävimpiä vaikutuksia ovat melu ja tärinä, metalli- ja räjähdysainepäästöt, fyysiset vaikutukset maaperään ja kasvillisuuteen, vesistövaikutukset, ilmaan muodostuvat päästöt, vaikutukset eläinten käyttäytymiseen ja populaatioihin sekä biodiversiteettivaikutukset (kuva 22).

Sotilaallisen toiminnan ympäristövaikutukset voidaan luokitella erilaisiin häiriöihin ja päästöihin. Metallien, räjähdysaineiden ja kaasumaisten aineiden muodostavat päästöt aiheuttavat pääosin negatiivisia ympäristövaikutuksia (kuva 22). Häiriöiden vaikutukset ovat monitahoisempia. Melu ja tärinä ovat ihmisiin kohdistuessaan pitkälti negatiivisia, mutta eläinten suhteen melko neutraaleja. Myös eläinpopulaatioihin välillisesti kohdistuvat vaikutukset voidaan nähdä neutraaleina. Fyysiset maaperä- ja kasvillisuusvaikutukset voivat olla negatiivisia, neutraaleja tai positiivisia riippuen kohdeympäristön sietokyvystä. Niistä muodostuu välillisesti pääosin negatiivista vesistövaikutuksia sekä biodiversiteettivaikutuksia, jotka vaihtelevat samalla tavalla ympäristön sietokyvyn mukaan (kuva 22). Sotilaallisen toiminnan ympäristövaikutuksia luokiteltiin tässä tutkimuksessa tavalla, jota ei tiettävästi ole aiemmin samankaltaisesti käytetty.

2. Millaisia positiivisia ympäristövaikutuksia sotilaallisesta toiminnasta voi seurata?

Sotilaallisesta toiminnasta syntyvät positiiviset ympäristövaikutukset käsittävät pääasiassa biodiversiteettiin liittyviä seikkoja. Sekä kansainväliset tutkimukset, Suomen Puolustusvoimien julkaisut että tieteellisistä teorioista keskitiheiden häiriöiden hypoteesi tukevat näkemystä, jonka mukaan sotilaallisen toiminnan aiheuttama kulutus voi luoda ja ylläpitää erityisiä olosuhteita, jotka ovat usein harvinaisia ja joista monet uhanalaisiksi luokitellut lajit hyötyvät usein suuresti. Sotilasalueille voi suuremmassa mittakaavassa

syntyä erityyppisten häiriöiden vaikutuksesta heterogeenisiä elinympäristöjen mosaiikkeja, joiden on havaittu ylläpitävän merkittävää biodiversiteettiä alueilla. Kyseistä ilmiötä kutsutaan heterogeeniseksi häiriöjärjestelmäksi.



Kuva 22. Yhteenvetokuva sotilaallisen toiminnan merkittävimmistä ympäristövaikutuksista.

Biodiversiteetin on havaittu hyötyvän myös sotilasalueiden rajautumisesta muun yhteiskunnan käyttöpaineiden ulkopuolelle. Tällöin herkät ja monipuoliset luonnonolot säilyvät ja monenlaiset luonnonprosessit pääsevät tapahtumaan ilman häiriötä. Tätä

voidaan pitää tärkeänä, sillä Suomen olosuhteissa lajien uhanalaisuuteen vaikuttavien merkittävimpien tekijöiden joukossa ovat esimerkiksi rakentaminen ja metsäelinympäristöjen muutokset, kuten lahopuun ja vanhan metsän vähentyminen.

Havainnot positiivisista ympäristövaikutuksista voidaan nähdä merkittävänä, sillä sotilaallista toimintaa pidetään yleisen mielipiteen mukaan todennäköisesti nimenomaan haitallisena ympäristölle. Suomessa eräisiin Puolustusvoimien käytössä oleviin, luontoarvojensa kannalta merkittäviin alueisiin kohdistuu myös muun yhteiskunnan intressejä esimerkiksi asuinrakentamisen suhteen. Tutkimuksen tulosten perusteella näyttää kuitenkin siltä, että nykyisten luonnonolojen ja monien niistä hyötyvien uhanalaisten lajien säilymisen kannalta sotilaallisen toiminnan jatkuminen kyseisillä alueilla olisi siviilikäyttöä edullisempi ratkaisu.

3. Miten ympäristövaikutusten merkityksen arviointi eroaa kansainvälisen tutkimuksen ja Suomen Puolustusvoimien näkökulmien välillä?

Kansainvälisessä tutkimuksessa sotilaallisen toiminnan ympäristövaikutuksista painottuvat erityisesti metalli- ja räjähdysainepäästöt, fyysiset maaperä- ja kasvillisuusvaikutukset, eläinten käyttäytymiseen ja populaatioihin kohdistuvat vaikutukset sekä biodiversiteettivaikutukset. Painopistealueet perustuvat löydettävissä olevien tutkimusten käsittelemiin aihekokonaisuuksiin, joten ne heijastavat todennäköisesti tutkimusalueena toimivan valtion asevoimien ympäristönäkökohtia. Suurin osa kansainvälisestä tutkimuksesta oli peräisin Yhdysvalloista, joten kyseiset painopisteet vastaavat luultavasti jollain tapaa Yhdysvaltain armeijan ympäristövaikutusten painotuksia.

Suomen Puolustusvoimat keskittyy toimintansa turvaamisen kannalta tärkeimpiin ympäristövaikutuksiin, joita ovat melu ja värinä, metalli- ja räjähdysainepäästöt sekä biodiversiteettivaikutukset. Melun ja värinän merkitys perustuu pitkälti lähialueen asukkaiden negatiivisiin kokemuksiin, mitä on jonkin verran tutkittu myös kansainvälisessä tutkimuksessa. Metalli- ja räjähdysainepäästöt painottuvat samankaltaisesti kansainväliseen tutkimukseen verrattuna, koska ampumatoiminnan metallipäästöt ovat usein merkittäviä ja räjähdysaineiden vaikutuksiin liittyvää tutkimusta ei ole riittävästi. Sekä metalleihin että räjähdysaineisiin liittyy vahvasti niiden potentiaali

aiheuttaa haittavaikutuksia ihmisten terveydelle pohjaveden kautta.

Biodiversiteettivaikutukset korostuvat Suomen Puolustusvoimissa etenkin niihin liittyvien positiivisten näkökohtien kautta, sillä monet Puolustusvoimien alueiden luonnonoloista ovat harvinaisia muualla Suomessa.

Sotilaallisen toiminnan ympäristövaikutusten suhteen on tunnistettavissa eräitä lisätutkimuksen kohteita Suomessa. Esimerkiksi tärinän suhteen voidaan tunnistaa tutkimuksen tarvetta, sillä siitä on löydettävissä varsin vähän selvityksiä huolimatta sen merkittävydestä Puolustusvoimien ympäristönäkökohtana. Räjähdysaineiden lisätutkimukselle voidaan nähdä tarvetta, koska alan marginaalisuudesta johtuen tietoa on vähän ja tutkimus perustuu pitkälti tutkimusalueen ympäristöolosuhteisiin.

Biodiversiteettivaikutusten suhteen lisätutkimus voi olla tarpeen, mikäli Puolustusvoimat luopuu jostakin luontoarvoiltaan merkittävästä alueestaan. Tällöin on todennäköisesti tarpeellista selvittää, miten sotilaallisen toiminnan lakkaaminen ja käyttörajoitusten poistaminen vaikuttaa kyseisen alueen luonnonoloihin.

8 KIITOKSET

Kiitän suuresti työni ohjaajaa Olli Ruthia, joka on ollut korvaamattomana apuna tutkimusaiheeni asiantuntemuksessa ja näkemyksessä sekä itse gradun kirjoitusprosessissa. Maantieteen osastolta kiitän lisäksi Markku Löytöstä, jonka kautta sain alun perin yhteyden Puolustusvoimiin.

Gradun pohjana toimineen, Puolustusvoimien tutkimuslaitokselle laatimani raportin ja siihen kuuluneen harjoittelujakson tiimoilta tahdon kiittää räjähd- ja suojelutekniikkaosaston tutkimusalojohtajaa Martti Hagforsia, joka toimi raporttini ohjaajana, sekä tutkija Anne-Mari Salomäkeä ja osaston johtaja Markku Mesilaaksoa kaikesta yhteistyöstä. Kiitän myös tutkimuslaitoksen toimintakykyosaston henkilöstöä, jonka työyhteisön osana sain työskennellä koko harjoitteluni ajan. Suuret kiitokset kuuluvat tietysti myös kaikille puolustushallinnon ympäristöasiantuntijoille, joita sain haastatella tutkimustani varten ja tutustua heidän työhönsä.

Lopuksi esitän mitä lämpimimmät kiitokseni perheelle ja ystäville, jotka ovat olleet koko graduprosessin ajan tukena, ymmärtäneet kirjoittamisesta jumiutuneiden aivojeni kommervenkkejä ja jaksaneet kuunnella intoillessani taas uuden tieteellisen teorian löytymisestä. Kaikista eniten kiitän poikaystävääni, joka on osoittanut erityisen suurta ansioituneisuutta edellä mainituissa ominaisuuksissa!

Allan, J.D., D.L. Erickson & J. Fay (1997). The influence of catchment land use on stream integrity across multiple spatial scales. *Freshwater Biology* 37, 149–161.

Althoff, D.P., J.W. Rivers, J.S. Pontius, P.S. Gipson & P.B. Woodford (2005). A comprehensive approach to identifying monitoring priorities of small landbirds on military installations. *Environmental Management* 34, 887–902.

Althoff, D.P., P.S. Althoff, N.D. Lambrecht, P.S. Gipson, J.S. Pontius & P.B. Woodford (2007). Soil properties and perceived disturbance of grasslands subjected to mechanized military training: evaluation of an index. *Land Degradation & Development* 18, 269–288.

Althoff, P.S. & S.J. Thien (2005). Impact of M1A1 main battle tank disturbance on soil quality, invertebrates, and vegetation characteristics. *Journal of Terramechanics* 42, 159–176.

Althoff, P.S., M.B. Kirkham, T.C. Todd, S.J. Thien & P.S. Gipson (2009a). Influence of Abrams M1A1 main battle tank disturbance on tallgrass prairie plant community structure. *Rangeland Ecology & Management* 62, 480–490.

Althoff, P.S., T.C. Todd, S.J. Thien & M.A. Callahan Jr. (2009b). Response of soil microbial and invertebrate communities to tracked vehicle disturbance in tallgrass prairie. *Applied Soil Ecology* 43, 122–130.

Andersen, D.E., O.J. Rongstad & W.R. Mytton (1990). Home-range changes in raptors exposed to increased human activity levels in southeastern Colorado. *Wildlife Society Bulletin* 18, 134–142.

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

Anderson, A.B., A.J. Palazzo, P.D. Ayers, J.S. Fehmi, S. Shoop & P. Sullivan (2005a). Assessing the impacts of military vehicle traffic on natural areas. Introduction to the special issue and review of the relevant military vehicle impact literature. *Journal of Terramechanics* 42, 143–158.

Anderson, A.B., G. Wang, S. Fang, G.Z. Gertner, B. Güneralp & D. Jones (2005b). Assessing and predicting changes in vegetation cover associated with military land use activities using field monitoring data at Fort Hood, Texas. *Journal of Terramechanics* 42, 207–229.

- Assouline, S., J. Tavares & D. Tessier (1997). Effect of compaction to soil physical and hydraulic properties: experimental results and modeling. *Soil Science Society of America Journal* 61, 390–398.
- Astrup, T., J.K. Boddum & T.H. Christensen (1999). Lead distribution and mobility in a soil embankment used as a bullet stop at a shooting range. *Journal of Soil Contamination* 8, 653–665.
- Ayers, P.D. (1994). Environmental effects from tracked vehicle operations. *Journal of Terramechanics* 31, 173–183.
- Ayers, P.D., A.B. Anderson & C. Wu (2005). Analysis of vehicle patterns during field training exercises to identify potential roads. *Journal of Terramechanics* 42, 321–338.
- Badgujar, D.M., M.B. Talawar, S.N. Asthana & P.P. Mahulikar (2008). Advances in science and technology of modern energetic materials: an overview. *Journal of Hazardous Materials* 151, 289–305.
- Balvanera, P., A.B. Pfisterer, N. Buchmann, J.-S. He, T. Nakashizuka, D. Raffaelli & B. Schmid (2006). Quantifying the evidence for biodiversity effects on ecosystem functioning and services. *Ecology Letters* 9, 1146–1156.
- Bannon, D.I., P.J. Parsons, J.A. Centeno, S. Lal, H. Xu, A.B. Rosencrance, W.E. Dennis & M.S. Johnson (2011). Lead and copper in pigeons (*Columbia livia*) exposed to small arms-range soil. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology* 60, 351–360.
- Barron, D.G., J.D. Brawn, L.K. Butler, L.M. Romero & P.J. Weatherhead (2012). Effects of military activity on breeding birds. *The Journal of Wildlife Management* 76, 911–918.
- Bejder, L., A. Samuels, H. Whitehead, H. Finns & S. Allen (2009). Impact assessment research: use and misuse of habituation, sensitisation and tolerance in describing wildlife responses to anthropogenic stimuli. *Marine Ecology Progress Series* 395, 177–185.
- Belnap, J. & S.D. Warren (2002). Patton's tracks in the Mojave desert, USA: an ecological legacy. *Arid Land Research and Management* 16, 245–258.
- Bengtsson, J., S.G. Nilsson, A. Franc & P. Menozzi (2000). Biodiversity, disturbances, ecosystem function and management of European forests. *Forest Ecology and Management* 132, 39–50.
- Berger, J. (1991). Pregnancy incentives, predation constraints and habitat shifts: experimental and field evidence for wild bighorn sheep. *Animal Behaviour* 41, 61–77.

- Berger, J. (2007). Fear, human shields and the redistribution of prey and predators in protected areas. *Biology Letters* 3, 620–623.
- Bertol, I., F.L. Engela, A.L. Mafraa, O.J. Bertolb & S.R. Rittera (2007). Phosphorus, potassium and organic carbon concentrations in runoff water and sediments under different soil tillage systems during soybean growth. *Soil & Tillage Research* 94, 142–150.
- Bindler, R., M-J. Brännvall & I. Renberg (1999). Natural lead concentrations in pristine boreal forest soils and past pollution trends: a reference for critical load models. *Environmental Science & Technology* 33, 3362–3367.
- Bleich, V.C., R.T. Bowyer, A.M. Pauli, M.C. Nicholson & R.W. Anthes (1994). Mountain sheep (*Ovis canadensis*) and helicopter surveys: ramifications for the conservation of large mammals. *Biological Conservation* 70, 1–7.
- Boice, L.P. (2006). Defense and conservation: compatible missions. *Endangered Species Bulletin* 31, 4–7.
- Braunack, M.V. & B.G. Williams (1993). The effect of initial soil water content and vegetation cover on surface soil disturbance by tracked vehicles. *Journal of Terramechanics* 30, 299–311.
- Brink, M. & J.-M. Wunderli (2010). A field study of the exposure-annoyance relationship of military shooting noise. *The Journal of the Acoustical Society of America* 127, 2301–2311.
- Brown, B.T., G.S. Mills, C. Powels, W.A. Russell, G.D. Therres & J.J. Pottie (1999). The influence of weapons-testing noise on bald eagle behavior. *Journal of Raptor Research* 33, 227–232.
- Bullen, R.B., A.J. Hede & R.F.S. Job (1991). Community reaction to noise from an artillery range. *Noise Control Engineering Journal* 37, 115–128.
- Burger, J. & M. Gochfeld (1990). Risk discrimination of direct versus tangential approach by basking black iguanas (*Ctenosaura similis*): variation as a function of human exposure. *Journal of Comparative Psychology* 104, 388–394.
- Cardinale, B.J., K.L. Matulich, D.U. Hooper, J.E. Byrnes, E. Duffy, L. Gamfeldt, P. Balvanera, M.I. O’Connor & A. Gonzalez (2011). The functional role of producer diversity in ecosystems. *American Journal of Botany* 98, 572–592.
- Chapin, F.S. III, E.S. Zavaleta, V.T. Eviner, R.L. Naylor, P.M. Vitousek, H.L. Reynolds, D.U. Hooper, S. Lavorel, O.E. Sala, S.E. Hobbie, M.C. Mack & S. Díaz (2000). Consequences of changing biodiversity. *Nature* 405, 234–242.

- Chesson, P. & N. Huntly (1997). The roles of harsh and fluctuating conditions in the dynamics of ecological communities. *The American Naturalist* 150, 519–553.
- Chow, J.C., J.D. Bachmann, S.S.G. Wierman, C.V. Mathai, W.C. Malm, W.H. White, P.K. Mueller, N. Kumar & J.G. Watson (2002). Visibility: science and regulation. *Journal of the Air & Waste Management Association* 52, 973–999.
- Chow, J.C., J.G. Watson, L.-W.A. Chen, S.S.H. Ho, D. Koracin, B. Zielinska, D. Tang, F. Perera, J. Cao & S.C. Lee (2006). Exposure to PM_{2.5} and PAHs from the Tong Liang, China – epidemiological study. *Journal of Environmental Science and Health Part A* 41, 517–542.
- Cizek, O., P. Vrba, J. Benes, Z. Hrazsky, J. Koptik, T. Kucera, P. Marhoul, J. Zamecnik & M. Konvicka (2013). Conservation potential of abandoned military areas matches that of established reserves: plants and butterflies in the Czech Republic. *PLOS ONE* 8, 1–9.
- Clausen, J., J. Robb, D. Curry & N. Korte (2004). A case study of contaminants on military ranges: camp Edwards, Massachusetts, USA. *Environmental Pollution* 129, 13–21.
- Clausen, J. & N. Korte (2009). The distribution of metals in soils and pore water at three U.S. military training facilities. *Soil and Sediment Contamination* 18, 546–563.
- Coates, P., T. Cole, M. Dudley & C. Pearson (2011). Defending nation, defending nature? Militarized landscapes and military environmentalism in Britain, France, and the United States. *Environmental History* 16, 456–491.
- Coe, D. (1997). Salisbury Plain training area: archaeological conservation in a changing military and political environment. *Landscape Research* 22, 157–174.
- Cohn, J.P. (1996). New defenders of wildlife. *BioScience* 46, 11–14.
- Collins, S.L. (1992). Fire frequency and community heterogeneity in tallgrass prairie vegetation. *Ecology* 73, 2001–2006.
- Connell, J.H. (1978). Diversity in tropical rainforests and coral reefs. *Science* 199, 1302–1310.
- Convention on biological diversity (1992). *Yhdistyneet kansakunnat*. 28 s.
- Coulson, M. (1995). The geography of defence – developing themes of study. *GeoJournal* 36, 371–382.
- Cushman, J. & D. Murphy (1993). Susceptibility of Lycaenid butterflies to endangerment. *Wings* 17, 16–21.

- Dale, V., D.L. Druckenbrod, L. Baskaran, M. Aldridge, M. Berry, C. Garten, L. Olsen, R. Efrogmson & R. Washington-Allen (2005). Vehicle impacts on the environment at different spatial scales: observations in west central Georgia, USA. *Journal of Terramechanics* 42, 383–402.
- Dale, V.H., S.C. Beyeler & B. Jackson (2002). Understory vegetation indicators of anthropogenic disturbance in longleaf pine forests at Fort Benning, Georgia, USA. *Ecological Indicators* 1, 155–170.
- Dale, V.H., A.D. Peacock, C.T. Garten Jr., E. Sobek & A.K. Wolfe (2008). Selecting indicators of soil, microbial, and plant conditions to understand ecological changes in Georgia pine forests. *Ecological Indicators* 8, 818–827.
- DeBusk, W.F., B.L. Skulnick, J.P. Prenger & K.R. Reddy (2005). Response of soil organic carbon dynamics to disturbance from military training. *Journal of Soil and Water Conservation* 60, 163–171.
- Delaney, D.K., T.G. Grubb, P. Beier, L.L. Pater & M.H. Reiser (1999). Effects of helicopter noise on Mexican spotted owls. *The Journal of Wildlife Management* 63, 60–76.
- Delaney, D.K., L.L. Pater, L.D. Carlile, E.W. Spadgenske, T.A. Beaty & R.H. Melton (2011). Response of red-cockaded woodpeckers to military training operations. *Wildlife Monographs* 177, 1–38.
- Demarchi, M.W., M. Holst, D. Robichaud, M. Waters & A.O. MacGillivray (2012). Responses of Steller sea lions (*Eumetopias jubatus*) to in-air blast noise from military explosions. *Aquatic Mammals* 38, 279–289.
- Dickson, T.L., B.J. Wilsey, R.R. Busby & D.L. Gebhart (2008). Grassland plant composition alters vehicular disturbance effects in Kansas, USA. *Environmental Management* 41, 676–684.
- Diersing, V.E., R.B. Shaw & D.J. Tazik (1992). US Army land condition-trend analysis (LCTA) program. *Environmental Management* 16, 405–411.
- Dinkines, W.C., R.L. Lochmiller, W.S. Bartush, C.A. DeYoung, C.W. Qualls Jr. & R.W. Fulton (1992). Cause-specific mortality of white-tailed deer as influenced by military training activities in southwestern Oklahoma. *Journal of Wildlife Diseases* 28, 391–399.
- Doe, W.W. III, R.B. Shaw, R.G. Bailey, D.S. Jones & T.E. Macia (1999). Locations and environments of U.S. army training and testing lands: an ecoregional framework for assessment. *Federal Facilities Environmental Journal* 10, 9–26.

- Doresky, J., K. Morgan, L. Ragsdale, H. Townsend, M. Barron & M. West (2001). Effects of military activity on reproductive success of red-cockaded woodpeckers. *Journal of Field Ornithology* 72, 305–311.
- Dornelas, M. (2010). Disturbance and change in biodiversity. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences* 365, 3719–3727.
- Douglas, J.T., A.J. Koppi & C.E. Crawford (1998). Structural improvement in a grassland soil after changes to wheel-traffic systems to avoid soil compaction. *Soil Use and Management* 14, 14–18.
- Druckenbrod, D.L. & V.H. Dale (2012). Experimental response of understory plants to mechanized disturbance in an oak-pine forest. *Ecological Indicators* 15, 181–187.
- Duffus, J.H. (2002). “Heavy metals” – a meaningless term? *Pure and Applied Chemistry* 74, 793–807.
- Durbin, T.D., D.R. Cocker, A.A. Sawant, K. Johnson, J.W. Miller, B.B. Holden, N.L. Helgeson & J.A. Jack (2007). Regulated emissions from biodiesel fuels from on/off-road applications. *Atmospheric Environment* 41, 5647–5658.
- Eastes, J.W., G.L. Mason & A.E. Kusinger (2004). Thermal signature characteristics of vehicle/terrain interaction disturbances: implications for battlefield vehicle classification. *Applied Spectroscopy* 58, 510–515.
- Ellis, D.H., C.H. Ellis & D.P. Mindell (1991). Raptor responses to low-level jet aircraft and sonic booms. *Environmental Pollution* 74, 53–83.
- Ellner, S.P. & G. Fussman (2003). Effects of successional dynamics on metapopulation persistence. *Ecology* 84, 882–889.
- Evangelou, M.W.H., K. Hockmann, R. Pokharel, A. Jakob & R. Schulin (2012). Accumulation of Sb, Pb, Cu, Zn and Cd by various plants species on two different relocated military shooting range soils. *Journal of Environmental Management* 108, 102–107.
- Ferster, B. & K. Vulinec (2010). Population size and conservation of the last eastern remnants of the regal fritillary, *Speyeria idalia* (Drury) [Lepidoptera, Nymphalidae]; implications for temperate grassland restoration. *Journal of Insect Conservation* 14, 31–42.
- Foster, J.R., P.D. Ayers, A.M. Lombardi-Przybylowicz & K. Simmons (2006). Initial effects of light armored vehicle use on grassland vegetation at Fort Lewis, Washington. *Journal of Environmental Management* 81, 315–322.

- Francis, C.D., C.P. Ortega & A. Cruz (2009). Noise pollution changes avian communities and species interactions. *Current Biology* 19, 1415–1419.
- Frid, A. & L. Dill (2002). Human-caused disturbance stimuli as a form of predation risk. *Conservation Ecology* 6, 11–25.
- From, S. (toim) (2005). *Paahdeympäristöjen ekologia ja uhanalaiset lajit*. Suomen ympäristö 774.
- Fuchs, E.H., M.K. Wood, T.L. Jones & B. Racher (2003). Impacts of tracked vehicles on sediment from a desert soil. *Journal of Range Management* 56, 342–352.
- Gaertner, M., W. Konold & D.M. Richardson (2010). Successional changes on a former tank range in eastern Germany: does increase of the native grass species *Molinia caerulea* cause decline of less competitive *Drosera* species? *Journal for Nature Conservation* 18, 63–74.
- Garten, C.T. Jr., T.L. Ashwood & V.H. Dale (2003). Effect of military training on indicators of soil quality at Fort Benning, Georgia. *Ecological Indicators* 3, 171–179.
- Gazenbeek, A. (2005). *LIFE, Natura 2000 and the military*. 80 s. Euroopan komissio, Luxemburg.
- Gertler, A.W. (2005). Diesel vs. gasoline emissions: does PM from diesel or gasoline vehicles dominate in the US? *Atmospheric Environment* 39, 2349–2355.
- Gill, J.A., W.J. Sutherland & A.R. Watkinson (1996). A method to quantify the effects of human disturbance on animal populations. *Journal of Applied Ecology* 33, 786–792.
- Gill, J.A., K. Norris & W.J. Sutherland (2001). Why behavioural responses may not reflect the population consequences of human disturbance. *Biological Conservation* 97, 265–268.
- Goodman, S.W. (1996). Ecosystem management at the Department of Defense. *Ecological Applications* 6, 706–707.
- Goossens, D. & B. Buck (2009). Dust emissions by off road driving: experiments on 17 arid soil types, Nevada, USA. *Geomorphology* 107, 118–138.
- Goudie, R.I. & I.L. Jones (2004). Dose-response relationships of harlequin duck behaviour to noise from low-level military jet over-flights in central Labrador. *Environmental Conservation* 31, 289–298.
- Graham, J.H., H.H. Hughie, S. Jones, K. Wrinn, A.J. Krzysik, J.J. Duda, D.C. Freeman, J.M. Emlen, J.C. Zak, D.A. Kovacic, C. Chamberlin-Graham & H. Balbach (2004). Habitat

- disturbance and the diversity and abundance of ants (Formicidae) in the southeastern Fall-Line Sandhills. *Journal of Insect Science* 4, 1–15.
- Graham, J.H., A.J. Krzysik, D.A. Kovacic, J.J. Duda, D.C. Freeman, J.M. Emlen, J.C. Zak, W.R. Long, M.P. Wallace, C. Chamberlin-Graham, J.P. Nutter & H.E. Balbach (2009). Species richness, equitability, and abundance of ants in disturbed landscapes. *Ecological Indicators* 9, 866–877.
- Grantham, W.P., E.F. Redente, C.F. Bagley & M.W. Paschke (2001). Tracked vehicle impacts to vegetation structure and soil erodibility. *Journal of Range Management* 54, 711–716.
- Greene, T.A. & T.J. Nichols (1996). Effects of long-term military training traffic on forest vegetation in central Minnesota. *Northern Journal of Applied Forestry* 13, 157–163.
- Grime, J.P. (1977). Evidence for the existence of three primary strategies in plants and its relevance ecological and evolutionary theory. *The American Naturalist* 111, 1169–1194.
- Grubb, T.G. & R.M. King (1991). Assessing human disturbance of breeding bald eagles with classification tree models. *The Journal of Wildlife Management* 55, 500–511.
- Guretzky, J.A., A.B. Anderson & J.S. Fehmi (2006). Grazing and military vehicle effects on grassland soils and vegetation. *Great Plains Research* 16, 51–61.
- Halvorson, J.J., D.K. McCool, L.G. King & L.W. Gatto (2001). Soil compaction and over-winter changes to tracked-vehicle ruts, Yakima training center, Washington. *Journal of Terramechanics* 38, 133–151.
- Hamza, M.A. & W.K. Anderson (2005). Soil compaction in cropping systems. A review of the nature, causes and possible solutions. *Soil and Tillage Research* 82, 121–145.
- Hansen, D.J. & W.K. Ostler (2005). Assessment technique for evaluating military vehicular impacts to vegetation in the Mojave desert. *Journal of Terramechanics* 42, 193–205.
- Hanski, I., J. Lindström, J. Niemelä, H. Pietiäinen & E. Ranta (2003). *Ekologia*. 2. pain. 580 s. WSOY, Porvoo.
- Hardison, D.W. Jr., L.Q. Ma, T. Luongo & W.G. Harris (2004). Lead contamination in shooting range soils from abrasion of lead bullets and subsequent weathering. *Science of the Total Environment* 328, 175–183.
- Harle, K. (2014). Ympäristöasiantuntija, Länsi-Suomen huoltorykmentti. Haastattelu Hämeenlinnassa 13.5.2014.

- Harrington, F.H. & A.M. Veitch (1991). Short-term impacts of low-level jet fighter training on caribou in Labrador. *Arctic* 44, 318–327.
- Haugen, L.B., P.D. Ayers & A.B. Anderson (2003). Vehicle movement patterns and vegetative impacts during military training exercises. *Journal of Terramechanics* 40, 83–95.
- Havlick, D.G. (2011). Disarming nature: converting military lands to wildlife refuges. *The Geographical Review* 101, 183–200.
- Havlick, D.G. (2014). Opportunistic conservation at former military sites in the United States. *Progress in Physical Geography* 38, 271–285.
- Heier, L.S., I.B. Lien, A.E. Strømseng, M. Ljønes, B.O. Rosseland, K-E. Tollefsen & B. Salbu (2009). Speciation of lead, copper, zinc and antimony in water draining a shooting range – time dependant metal accumulation and biomarker responses in brown trout (*Salmo trutta* L.). *Science of the Total Environment* 407, 4047–4055.
- Heikkonen, M., K. Tulkki, S.-L. Paikkala, O. Rahnasto, J. Okko, H. Uusitalo, H. Kärkinen, J. Aho, L. Kilkku, R. Saari, R. Jaloniemi, A. Parri & R. Pääkkönen (2006). *Puolustusvoimien ampumatoiminta maankäytön suunnittelussa ja ympäristölupamenettelyssä – ampumaratatyöryhmän mietintö*. 93 s. Suomen ympäristö 38/2006.
- Helkala, T. (2014). Ympäristösihteeri, Tykistörikaati. Haastattelu Kankaanpäässä 24.4.2014.
- Helsingin Sanomat: Santahamina halutaan asuinkäyttöön. 30.9.2011.
<<http://www.hs.fi/kaupunki/a1305546214737>>
- Herl, B.K., W.W. Doe III & D.S. Jones (2005). Use of military training doctrine to predict patterns of maneuver disturbance on the landscape. I. Theory and methodology. *Journal of Terramechanics* 42, 353–371.
- Higuchi, H., K. Ozaki, G. Fujita, J. Minton, M. Ueta, M. Soma & N. Mita (1996). Satellite tracking of white-naped crane migration and the importance of the Korean demilitarized zone. *Conservation Biology* 10, 806–812.
- Hik, D.S. (1995). Does risk of predation influence population dynamics? *Wildlife Research* 22, 115–129.
- Hirsjärvi, S. & H. Hurme (2004). *Tutkimushaastattelu: teemahaastattelun teoria ja käytäntö*. 213 s. Yliopistopaino, Helsinki.

- Hirst, R.A., R.F. Pywell & P.D. Putwain (2000a). Assessing habitat disturbance using an historical perspective: the case of Salisbury Plain military training area. *Journal of Environmental Management* 60, 181–193.
- Hirst, R.A., R.F. Pywell, P.D. Putwain & R.H. Marrs (2000b). Ecological impacts of military vehicles on chalk grassland. *Aspects of Applied Biology* 58, 293–298.
- Hirst, R.A., R.F. Pywell, R.H. Marrs & P.D. Putwain (2005). The resilience of calcareous and mesotrophic grasslands following disturbance. *Journal of Applied Ecology* 42, 498–506.
- Hooper, D.U., E.C. Adair, B.J. Cardinale, J.E.K. Byrnes, B.A. Hungate, K.L. Matulich, A. Gonzalez, J.E. Duffy, L. Gamfeldt & M.I. O’Connor (2012). A global synthesis reveals biodiversity loss as a major driver of ecosystem change. *Nature* 486, 105–108.
- Horn, R., H. Domzal, A. Slowinskajurkiewicz & C. van Ouwerkerk (1995). Soil compaction processes and their effects on the structure of arable soils and the environment. *Soil and Tillage Research* 35, 23–36.
- Houser, J.N., P.J. Mulholland & K.O. Maloney (2006). Upland disturbance affects headwater stream nutrients and suspended sediments during baseflow and stormflow. *Journal of Environmental Quality* 35, 352–365.
- Howard, H.R., G. Wang, S. Singer & A.B. Anderson (2013). Modeling and prediction of land condition for Fort Riley military installation. *Transactions of the ASABE* 56, 643–652.
- Hughes, A.R. (2010). Disturbance and diversity: an ecological chicken and egg problem. *Nature Education Knowledge* 3, 48.
- Hurmeranta, J., M. Warsta, S. Heikkilä, J. Junnila, A. Saarinen, J. Lehti, O. Ohrankämmen, O. Pyy, E. Werdi & K. Koponen (2012). *Puolustusvoimien raskaiden aseiden ampumalueet – ympäristöhaittoja ja erityissääntelyä selvittäneen työryhmän raportti*. 101 s. Ympäristöministeriö.
- Huston, M.A. (1979). A general hypothesis of species diversity. *The American Naturalist* 113, 81–101.
- Jansen, A. (1997). Terrestrial invertebrate community structure as an indicator of the success of a tropical rainforest restoration project. *Restoration Ecology* 5, 115–124.
- Jenkins, T.F., A.D. Hewitt, C.L. Grant, S. Thiboutot, G. Ampleman, M.E. Walsh, T.A. Ranney, C.A. Ramsey, A.J. Palazzo & J.C. Pennington (2006). Identity and distribution of energetic compounds at army live-fire training ranges. *Chemosphere* 63, 1280–1290.

- Jentsch, A., S. Friedrich, T. Steinlein, W. Beyschlag & W. Nezadal (2009). Assessing conservation action for substitution of missing dynamics on former military training areas in Central Europe. *Restoration Ecology* 17, 107–116.
- Jim, C.Y. (1993). Soil compaction as a constraint to tree growth in tropical and subtropical urban habitats. *Environmental Conservation* 20, 35–49.
- Johnson, C.A., H. Moench, P. Wersin, P. Kugler & C. Wenger (2005). Solubility of antimony and other elements in samples taken from shooting ranges. *Journal of Environmental Quality* 34, 248–254.
- Johnson, S., G. Wang, H. Howard & A.B. Anderson (2011). Identification of superfluous roads in terms of sustainable military land carrying capacity and environment. *Journal of Terramechanics* 48, 97–104.
- Jokitulppo, J., M. Toivonen, R. Pääkkönen, S. Savolainen, E. Björk & K. Lehtomäki (2008). Military and leisure-time noise exposure and hearing thresholds of Finnish conscripts. *Military Medicine* 173, 906–912.
- Jones, R., D. Horner, P. Sullivan & R. Ahlvin (2005). A methodology for quantitatively assessing vehicular rutting on terrains. *Journal of Terramechanics* 42, 245–257.
- Jorgenson, A.K., B. Clark & J. Kentor (2010). Militarization and the environment: a panel study of carbon dioxide emissions and the ecological footprints of nations, 1970–2000. *Global Environmental Politics* 10, 7–29.
- Kade, A. & S.D. Warren (2002). Soil and plant recovery after historic military disturbances in the Sonoran desert, USA. *Arid Land Research and Management* 16, 231–243.
- Kaila, A. (2007). *Vattajanniemen dyynien luontotyypit ja kasvillisuussukcessio*. Pro gradu –tutkielma, Helsingin yliopisto.
- Kaitila, J. (2005). Paahdeympäristöjen perhosista. Teoksessa From, S. (toim). *Paahdeympäristöjen ekologia ja uhanalaiset lajit*, 29–35. Suomen ympäristö 774.
- Kajander, S. (2013). Best available techniques for small arms ranges. Teoksessa Warsta, M. (toim). *European conference of defence and the environment 2013 – conference proceedings*, 29–35. Puolustusministeriö, Helsinki.
- Kajander, S. (2014). Toimialajohtaja, Puolustushallinnon rakennuslaitoksen ympäristöpalvelut. Haastattelu Helsingissä 16.6.2014.

- Kevan, P.G., B.C. Forbes, S.M. Kevan & V. Behanpelletier (1995). Vehicle tracks on high arctic tundra – their effects on the soil, vegetation, and soil anthropods. *Journal of Applied Ecology* 32, 655–667.
- Kim, K.C. (1997). Preserving biodiversity in Korea’s demilitarized zone. *Science* 278, 242–243.
- Knick, S.T. & D.L. Dyer (1997). Distribution of black-tailed jackrabbit habitat determined by GIS in southwestern Idaho. *The Journal of Wildlife Management* 61, 75–85.
- Koponen, K. (2014). Johtava asiantuntija, Puolustushallinnon rakennuslaitoksen ympäristöpalvelut. Haastattelu Tuusulassa 7.8.2014.
- Kozłowski, T.T. (1999). Soil compaction and growth of woody plants. *Scandinavian Journal of Forest Research* 14, 596–619.
- Kralik, A. (2014). Ympäristöasiantuntija, Itä-Suomen huoltorykmentti. Haastattelu Kouvossa 20.5.2014.
- Krausman, P.R., M.C. Wallace, C.L. Hayes & D.W. DeYoung (1998). Effects of jet aircraft on mountain sheep. *The Journal of Wildlife Management* 62, 1246–1254.
- Krausman, P.R., L.K. Harris, C.L. Blasch, K.K.G. Koenen & J. Francine (2004). Effects of military operations on behavior and hearing of endangered Sonoran pronghorn. *Wildlife Monographs* 157, 1–41.
- Krausman, P.R., L.K. Harris, S.K. Haas, K.K.G. Koenen, P. Devers, D. Bunting & M. Barb (2005). Sonoran pronghorn habitat use on landscapes disturbed by military activities. *Wildlife Society Bulletin* 33, 16–23.
- Kreutzweiser, D.P. & S.S. Capell (2001). Fine sediment deposition in streams after selective forest harvesting without riparian buffers. *Canadian Journal of Forest Research* 31, 2134–2142.
- Kuhns, H., J. Gillies, V. Etyemezian, G. Nikolich, J. King, D. Zhu, S. Uppapalli, J. Engelbrecht & S. Kohl (2010). Effect of soil type and momentum on unpaved road particulate matter emissions from wheeled and tracked vehicles. *Aerosol Science and Technology* 44, 187–196.
- Labare, M.P., M.A. Butkus, D. Riegner, N. Schommer & J. Atkinson (2004). Evaluation of lead movement from the abiotic to biotic at a small-arms firing range. *Environmental Geology* 46, 750–754.

- Lawler, J.P., A.J. Magoun, C.T. Seaton, C.L. Gardner, R.D. Boertje, J.M.V. Hoef & P.A. Del Vecchio (2005). Short-term impacts of military overflights on caribou during calving season. *The Journal of Wildlife Management* 69, 1133–1146.
- Lehman, R.N., K. Steenhof, M.N. Kochert & L.B. Carpenter (1999). Effects of military training activities on shrub-steppe raptors in southwestern Idaho, USA. *Environmental Management* 23, 409–417.
- Leis, S.A., D.M. Leslie Jr., D.M. Engle & J.S. Fehmi (2008). Small mammals as indicators of short-term and long-term disturbance in mixed prairie. *Environmental Monitoring and Assessment* 137, 75–84.
- Lewis, L.A., R.J. Poppenga, W.R. Davidson, J.R. Fischer & K.A. Morgan (2001). Lead toxicosis and trace element levels in wild birds and mammals at a firearms training facility. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology* 41, 208–214.
- Lewis, T.A., D.A. Newcombe & R.L. Crawford (2004). Bioremediation of soils contaminated with explosives. *Journal of Environmental Management* 70, 291–307.
- Li, Q., P.D. Ayers & A.B. Anderson (2007). Prediction of impacts of wheeled vehicles on terrain. *Journal of Terramechanics* 44, 205–215.
- Limb, R.F., D.M. Engle, T.G. Bidwell, D.P. Althoff, A.B. Anderson, P.S. Gipson & H.R. Howard (2010). Restoring biopedturbation in grasslands with anthropogenic focal disturbance. *Plant Ecology* 210, 331–342.
- Lin, Z., B. Comet, U. Qvarfort & R. Herbert (1995). The chemical and mineralogical behaviour of Pb in shooting range soils from central Sweden. *Environmental Pollution* 89, 303–309.
- Loreau, M., S. Naeem, P. Inchausti, J. Bengtsson, J.P. Grime, A. Hector, D.U. Hooper, M.A. Huston, D. Raffaelli, B. Schmid, D. Tilman & D.A. Wardle (2001). Biodiversity and ecosystem functioning: current knowledge and future challenges. *Science* 294, 804–808.
- Luhtio, H. (toim) (2011). *Puolustusvoimat ja biodiversiteetti*. 27 s. Puolustushallinnon rakennuslaitos.
- MacCracken, M.C. (2008). Prospects for future climate change and the reasons for early action. *Journal of the Air & Waste Management Association* 58, 735–786.
- MacDonald, J.S., P.G. Beaudry, E.A. MacIssac & H.E. Herunter (2003). The effects of forest harvesting and best management practices on stream flow and suspended sediment concentration during snowmelt in headwater streams in sub-boreal forests of British Columbia, Canada. *Canadian Journal of Forest Research* 33, 1397–1407.

- Machlis, G.E. & T. Hanson (2008). Warfare ecology. *BioScience* 58, 729–736.
- Mackey, R.L. & D.J. Currie (2001). The diversity-disturbance relationship: is it generally strong and peaked? *Ecology* 82, 3479–3492.
- Madsen, J. (1994). Impacts of disturbance on migratory waterfowl. *Ibis* 137, 567–574.
- Maloney, K.O., P.J. Mulholland & J.W. Feminella (2005). Influence of catchment-scale military land use on stream physical and organic matter variables in small southeastern plains catchments (USA). *Environmental Management* 35, 677–691.
- Maloney, K.O. & J.W. Feminella (2006). Evaluation of single- and multi-metric benthic macroinvertebrate indicators of catchment disturbance over time at the Fort Benning military installation, Georgia, USA. *Ecological Indicators* 6, 469–484.
- Manninen, S. & N. Tanskanen (1993). Transfer of lead from shotgun pellets to humus and three plant species in a Finnish shooting range. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology* 24, 410–414.
- Marjamaa, P. (2014). Kiinteistö- ja ympäristövastaava, Kainuun Prikaati. Haastattelu Kajaanissa 22.7.2014.
- Markula, T. & T. Lahti (2013). Vibration and noise from heavy weapons and explosions. Teoksessa Warsta, M. (toim). *European conference of defence and the environment 2013 – conference proceedings*, 157–162. Puolustusministeriö, Helsinki.
- Marshall, A. (2005). Questioning the motivations for international repositories for nuclear waste. *Global Environmental Politics* 5, 1–9.
- Martikainen, T. (2014). Sektorijohtaja, Maavoimien materiaalilaitoksen esikunta. Haastattelu Tampereella 17.4.2014.
- Martin, W.C., J.W. Hornbeck, G.E. Likens & D.C. Buso (2000). Impacts of intensive harvesting on hydrology and nutrient dynamics of northern hardwood forests. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 57, 19–29.
- Mauderly, J.L. & J.C. Chow (2008). Health effects of organic aerosols. *Inhalation Toxicology* 20, 257–288.
- McDonald, K.W. & A. Glen (2007). Modeling military trampling effects on glacial soils in the humid continental climate of southern New York. *Journal of Environmental Management* 84, 377–383.

- McKee, M. & R.P. Berrens (2001). Balancing army and endangered species concerns: green vs. green. *Environmental Management* 27, 123–133.
- Mehrkesh, A. & A.T. Karunanithi (2013). Energetic ionic materials: how green are they? A comparative life cycle assessment study. *ACS Sustainable Chemistry & Engineering* 1, 448–455.
- Milchunas, D.G., K.A. Schulz & R.B. Shaw (1999). Plant community responses to disturbance by mechanized military maneuvers. *Journal of Environmental Quality* 28, 1533–1547.
- Milchunas, D.G., K.A. Schulz & R.B. Shaw (2000). Plant community structure in relation to long-term disturbance by mechanized military maneuvers in a semiarid region. *Environmental Management* 25, 525–539.
- Miller, T.E. (1982). Community diversity and interactions between the size and frequency of disturbance. *The American Naturalist* 120, 533–536.
- Moloney, K.A. & S.A. Levin (1996). The effects of disturbance architecture on landscape-level population dynamics. *Ecology* 77, 375–394.
- Montopoli, G.J. & D.A. Anderson (1991). A logistic model for the cumulative effects of human intervention on bald eagle habitat. *The Journal of Wildlife Management* 55, 290–293.
- Morris, D.W. & D.L. Davidson (2000). Optimally foraging mice match patch use with habitat differences in fitness. *Ecology* 81, 2061–2066.
- Murphy, G.E.P. & T.N. Romanuk (2012). A meta-analysis of community response predictability to anthropogenic disturbances. *The American Naturalist* 180, 316–327.
- Murphy, G.E.P. & T.N. Romanuk (2014). A meta-analysis of declines in local species richness from human disturbances. *Ecology and Evolution* 4, 91–103.
- Murray, K., A. Bazzi, C. Carter, A. Ehlert, A. Harris, M. Kopec, J. Richardson & H. Sokol (1997). Distribution and mobility of lead in soils at an outdoor shooting range. *Journal of Soil Contamination* 6, 79–93.
- Nieminen, M. & P. Sundell (2005). Paahdeympäristöjen myrkkypistiäiset ja perhoset: vertailu vanhojen ja uusien kohteiden välillä. Teoksessa From, S. (toim). *Paahdeympäristöjen ekologia ja uhanalaiset lajit*, 42–52. Suomen ympäristö 774.

Nyakatawa, E.Z., D.A. Mays, H.R. Howard, N.G. Svendsen, R. Britton & R.O. Pacumbaba Jr. (2010). Runoff and sediment transport from compost mulch berms on a simulated military training landscape. *Soil and Sediment Contamination* 19, 307–321.

Nyman, S. & P. Kurkela (1993). *Ampuma-alueen liukenevat metallit*. 30 s. Turun ja Porin sotilasläänin esikunta, ympäristövalvonta.

Ojala, T. (2008). *Ampuma- ja harjoitusalueen vallihanke, Porin Prikaati, Säkylä – selvitys luontoarvoista*. 10 s. Puolustushallinnon rakennuslaitos.

Palazzo, A.J., K.B. Jensen, B.L. Waldron & T.J. Cary (2005). Effects of tank tracking on range grasses. *Journal of Terramechanics* 42, 177–191.

Parri, A. (2014). Meluasiantuntija, Maavoimien esikunta. Haastattelu Mikkelissä 20.5.2014.

Patra, M., N. Bhowmik, B. Bandopadhyay & A. Sharma (2004). Comparison of mercury, lead and arsenic with respect to genotoxic effects on plant systems and the development of genetic tolerance. *Environmental and Experimental Botany* 52, 199–223.

Perkins, D.B., N.W. Haws, J.W. Jawitz, B.S. Das & P.S.C. Rao (2007). Soil hydraulic properties as ecological indicators in forested watersheds impacted by mechanized military training. *Ecological Indicators* 7, 589–597.

Pihkala, R. (2011). *Sotilasräjähteiden vaikutukset puolustusvoimien ampuma- ja harjoitusalueiden maaperään ja pohjaveteen*. 120 s. Diplomityö, Aalto-yliopisto.

Pope, C.A. III & D.W. Dockery (2006). Health effects of fine particulate air pollution: lines that connect. *Journal of the Air & Waste Management Association* 56, 709–742.

Preston, C.D., M.O. Hill, S. Pilkington & R.J. Pywell (2009). The effect of disturbance on the bryophyte flora of Salisbury Plain, western Europe's largest chalk grassland. *Journal of Bryology* 31, 255–266.

Puolustusvoimat.fi: Maavoimat: Joukko-osastot. 18.6.2014.

<<http://www.puolustusvoimat.fi/fi/maavoimat/joukko-osastot>>

Pyö, O., T. Haavisto, K. Niskala & M. Silvola (2013). *Pilaantuneet maa-alueet Suomessa*. 57 s. Suomen ympäristökeskuksen raportteja 27/2013.

Quist, M.C., P.A. Fay, C.S. Guy, A.K. Knapp & B.N. Rubenstein (2003). Military training effects on terrestrial and aquatic communities on a grassland military installation. *Ecological Applications* 13, 432–442.

Racine, C.H., M.E. Walsh, B.D. Roebuck, C.M. Collins, D. Calkins, L. Reitsma, P. Buchli & G. Goldfarb (1992). White phosphorus poisoning of waterfowl in an Alaskan salt marsh. *Journal of Wildlife Diseases* 28, 669–673.

Rantalainen, M-L., M. Torkkeli, R. Strömmer & H. Setälä (2006). Lead contamination of an old shooting range affecting the local ecosystem – a case study with a holistic approach. *Science of the Total Environment* 369, 99–108.

Rassi, P., E. Hyvärinen, A. Juslén & I. Mannerkoski (toim) (2010). *Suomen lajien uhanalaisuus – Punainen kirja 2010*. 685 s. Ympäristöministeriö & Suomen ympäristökeskus, Helsinki.

Richards, C., L.B. Johnson & G.E. Host (1996). Landscape-scale influences on stream habitats and biota. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 53, 295–311.

Riksen, M., R. Ketner-Oostra, C. van Turnhout, M. Nijssen, D. Goossens, P.D. Jungerius & W. Spaan (2006). Will we lose the last active inland drift sands of western Europe? The origin and development of the inland drift-sand ecotype in the Netherlands. *Landscape Ecology* 21, 431–447.

Rivers, J.W., P.S. Gipson, D.P. Althoff & J.S. Pontius (2010). Long-term community dynamics of small landbirds with and without exposure to extensive disturbance from military training activities. *Environmental Management* 45, 203–216.

Robinson, B.H., S. Bischofberger, A. Stoll, D. Schroer, G. Furrer, S. Roulier, A. Gruenwald, W. Attinger & R. Schulín (2008). Plant uptake of trace elements on a Swiss military shooting range: uptake pathways and land management implications. *Environmental Pollution* 153, 668–676.

Ronkainen, N. (2012). *Suomen maalajien ominaisuuksia*. 57 s. Suomen ympäristö 2/2012.

Rooney, C.P., R.G. McLaren & R.J. Cresswell (1999). Distribution and phytoavailability of lead in a soil contaminated with lead shot. *Water, Air, and Soil Pollution* 116, 535–548.

Routaharju, L. (2014). Maavoimien johtava ympäristöpäällikkö, Maavoimien esikunta. Haastattelu Mikkelissä 30.4.2014.

le Roux, P.C. & M. Luoto (2014). Earth surface processes drive the richness, composition and occurrence of plant species in an arctic-alpine environment. *Journal of Vegetation Science* 25, 45–54.

Ryan, P.A. (1991). Environmental effects of sediment on New Zealand streams. *New Zealand Journal of Marine and Freshwater Research* 25, 207–221.

Rylander, R. & B. Lundquist (1996). Annoyance caused by noise from heavy weapon shooting ranges. *Journal of Sound and Vibration* 192, 199–206.

Ryttäri, T. (2005). Paahdeympäristöt – ekologia ja kasvisto. Teoksessa From, S. (toim). *Paahdeympäristöjen ekologia ja uhanalaiset lajit*, 12–28. Suomen ympäristö 774.

Saarinen, A. (2013). Heavy weapons shooting range noise in Finland. Teoksessa Warsta, M. (toim). *European conference of defence and the environment 2013 – conference proceedings*, 147–150. Puolustusministeriö, Helsinki.

Sample, L.J., J. Steichen & J.R. Kelley Jr. (1998). Water quality impacts from low water fords on military training lands. *Journal of the American Water Resources Association* 34, 939–949.

Schiermeier, Q. (2005). Hurricane link to climate change is hazy. *Nature* 437, 461.

Schueck, L.S., J.M. Marzluff & K. Steenhof (2001). Influence of military activities on raptor abundance and behavior. *The Condor* 103, 606–615.

Schultz, C. & E. Crone (1998). Burning prairie to restore butterfly habitat: a modeling approach to management tradeoffs for the Fender's blue. *Restoration Ecology* 6, 244–252.

Shaw, R.B. & V.E. Diersing (1990). Tracked vehicle impacts on vegetation at the Piñon Canyon maneuver site, Colorado. *Journal of Environmental Quality* 19, 234–243.

Shoop, S., R. Affleck, C. Collins, G. Larsen, L. Barna & P. Sullivan (2005). Maneuver analysis methodology to predict vehicle impacts on training lands. *Journal of Terramechanics* 42, 281–303.

Siebielec, G. & R.L. Chaney (2012). Testing amendments for remediation of military range contaminated soil. *Journal of Environmental Management* 108, 8–13.

Sievänen, M. & H. Tikkanen (2009). *Vattajan hietikot – Dyyni-Life 2005–2009*. 20 s. Metsähallitus, Pohjanmaan luontopalvelut.

Silveira, M.L., N.B. Comerford, K.R. Reddy, J. Prenger & W.F. DeBusk (2009). Soil properties as indicators of disturbance in forest ecosystems of Georgia, USA. *Ecological Indicators* 9, 740–747.

Silveira, M.L., N.B. Comerford, K.R. Reddy, J. Prenger & W.F. DeBusk (2010). Influence of military land uses on soil carbon dynamics in forest ecosystems of Georgia, USA. *Ecological Indicators* 10, 905–909.

- Singer, S., G. Wang, H. Howard & A. Anderson (2012). Environmental condition assessment of US military installations using GIS based spatial multi-criteria decision analysis. *Environmental Management* 50, 329–340.
- Smith, J., S.G. Potts, B.A. Woodcock & P. Eggleton (2008). Can arable field margins be managed to enhance their biodiversity, conservation and functional value for soil macrofauna? *Journal of Applied Ecology* 45, 269–278.
- Smith, M.A., M.G. Turner & D.H. Rusch (2002). The effect of military training activity on eastern lupine and the Karner blue butterfly at Fort McCoy, Wisconsin, USA. *Environmental Management* 29, 102–115.
- Sorvari, J., R. Antikainen & O. Pyy (2006). Environmental contamination at Finnish shooting ranges – the scope of the problem and management options. *Science of the Total Environment* 366, 21–31.
- Sorvari, J. (2007). Environmental risks at Finnish shooting ranges – a case study. *Human and Ecological Risk Assessment* 13, 1111–1146.
- Spurgeon, D.J., S.P. Hopkin & D.T. Jones (1994). Effects of cadmium, copper, lead and zinc on growth, reproduction and survival of the earthworm *Eisenia fetida* (savigny): assessing the environmental impact of point-source metal contamination in terrestrial ecosystems. *Environmental Pollution* 84, 123–130.
- Stachowicz, J.J., J.F. Bruno & J.E. Duffy (2007). Understanding the effects of marine biodiversity on communities and ecosystems. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics* 38, 739–766.
- Stalmaster, M.V. & J.L. Kaiser (1997). Flushing responses of wintering bald eagles to military activity. *The Journal of Wildlife Management* 61, 1307–1313.
- Steidl, R.J. & R.G. Anthony (2000). Experimental effects of human activity on breeding bald eagles. *Ecological Applications* 10, 258–268.
- Stein, B.A., C. Scott & N. Benton (2008). Federal lands and endangered species: the role of military and other federal lands in sustaining biodiversity. *BioScience* 58, 339–347.
- Stephenson, T.R., M.R. Vaughan & D.E. Andersen (1996). Mule deer movements in response to military activity in southeast Colorado. *The Journal of Wildlife Management* 60, 777–787.
- Strayer, D.L., R.E. Beighley, L.C. Thompson, S. Brooks, C. Nilsson, G. Pinay & R.J. Naiman (2003). Effects of land cover on stream ecosystems: roles of empirical models and scaling issues. *Ecosystems* 6, 407–423.

- Sundell, K. (2014). Laatu­pää­lik­kö, Puolustusvoimien tutkimuslaitos. Haastattelu Ylöjärvellä 5.5.2014.
- Svanström, T. (2014). Ympäristöylitarkastaja, Pääesikunnan logistiikkaosasto. Haastattelu Helsingissä 25.4.2014.
- Svensson, J.R., M. Lindegarth & H. Pavia (2009). Equal rates of disturbance cause different patterns of diversity. *Ecology* 90, 496–505.
- Sääksjärvi, S. (2014). Ympäristöasiantuntija, Pohjois-Suomen huoltorykmentti. Haastattelu Kajaanissa 22.7.2014.
- Tack, F.M.G. & M.G. Verloo (1995). Chemical speciation and fractionation in soil and sediment heavy metal analysis: a review. *International Journal of Environmental Analytical Chemistry* 59, 225–238.
- Tazik, D.J. & C.O. Martin (2002). Threatened and endangered species on U.S. Department of Defense lands in the arid west, USA. *Arid Land Research and Management* 16, 259–276.
- Telesco, D.J. & F.T. Van Manen (2006). Do black bears respond to military weapons training? *The Journal of Wildlife Management* 70, 222–230.
- Thomas, P., J.K. Finnie & J.G. Williams (1997). Feasibility of identification and monitoring of arsenic species in soil and sediment samples by coupled high-performance liquid chromatography – inductively coupled plasma mass spectrometry. *Journal of Analytical Atomic Spectrometry* 12, 1367–1372.
- Thrush, S.F., J.E. Hewitt, P.K. Dayton, G. Coco, A.M. Lohrer, A. Norkko, J. Norkko & M. Chiantore (2009). Forecasting the limits of resilience: integrating empirical research with theory. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences* 276, 3209–3217.
- Thurow, T.L., S.D. Warren & D.H. Carlson (1995). Tracked vehicle traffic effects on the hydrologic characteristics of central Texas rangeland. *Transactions of the ASAE* 36, 1645–1650.
- Tømmervik, H., B. Johansen, K.A. Høgda & K.B. Strann (2012). High-resolution satellite imagery for detection of tracks and vegetation damage caused by all-terrain vehicles (ATVs) in northern Norway. *Land Degradation & Development* 23, 43–52.
- Toynton, P. & D. Ash (2002). Salisbury Plain training area – the British steppes? *British Wildlife* 13, 335–343.

- Trager, M.D., G.W.T. Wilson & D.C. Hartnett (2004). Concurrent effects of fire regime, grazing and bison wallowing on tallgrass prairie vegetation. *The American Midland Naturalist* 152, 237–247.
- Trumbull, V.L., P.C. Dubois, R.J. Brozka & R. Guyette (1994). Military camping impacts on vegetation and soils of the Ozark plateau. *Journal of Environmental Management* 40, 329–339.
- Turpeinen, R., J. Salminen & T. Kairesalo (2000). Mobility and bioavailability of lead in contaminated boreal forest soil. *Environmental Science & Technology* 34, 5152–5156.
- Unger, P.W. & T.C. Kaspar (1994). Soil compaction and root growth: a review. *Agronomy Journal* 86, 759–766.
- Van Horne, B., G.S. Olson, R.L. Schooley, J.G. Corn & K.P. Burnham (1997). Effects of drought and prolonged winter on Townsend's ground squirrel demography in shrubsteppe habitats. *Ecological Monographs* 67, 295–315.
- Van Horne, B. & P.B. Sharpe (1998). Effects of tracking by armored vehicles on Townsend's ground squirrels in the Orchard training area, Idaho, USA. *Environmental Management* 22, 617–623.
- Vanderpoorten, A., A. Sotiaux & P. Engels (2005). A GIS-based survey for the conservation of bryophytes at the landscape scale. *Biological Conservation* 121, 189–194.
- Vasikkaniemi, P. (2014). Työsuojelupäällikkö / ympäristövastaava, Räjähdekeskus. Haastattelu Ähtärissä 29.4.2014.
- Vuorinen, J., E. Sorakunnas & J. Högmänder (2014). *Örön luontomatkailun kehittämissuunnitelma*. 53 s. Metsähallituksen luonnonsuojelujulkaisuja C/127.
- Vyas, N.B., J.W. Spann, G.H. Heinz, W.N. Beyer, J.A. Jaquette & J.M. Mengelkoch (2000). Lead poisoning of passerines at a trap and skeet range. *Environmental Pollution* 107, 159–166.
- Walker, B., A. Kinzig & J. Langridge (1999). Plant attribute diversity, resilience, and ecosystem function: the nature and significance of dominant and minor species. *Ecosystems* 2, 95–113.
- Walsh, M.E., C.M. Collins & C.H. Racine (1996). Persistence of white phosphorus particles in salt marsh sediments. *Environmental Toxicology and Chemistry* 15, 846–855.
- Walsh, M.R., M.E. Walsh, C.A. Ramsey, S. Thiboutot & G. Ampleman (2013). Quantifying energetics contamination for live-fire training on military ranges. Teoksessa

Warsta, M. (toim). *European conference of defence and the environment 2013 – conference proceedings*, 57–65. Puolustusministeriö, Helsinki.

Wang, G., G. Gertner, A.B. Anderson, H. Howard, D. Gebhart, D. Althoff, T. Davis & P. Woodford (2007). Spatial variability and temporal dynamics analysis of soil erosion due to military land use activities: uncertainty and implications for land management. *Land Degradation & Development* 18, 519–542.

Wang, G., G. Gertner, A. Anderson & H. Howard (2009). Simulating spatial pattern and dynamics of military training impacts for allocation of land repair using images. *Environmental Management* 44, 810–823.

Wang, G., D. Murphy, A. Oller, H.R. Howard, A.B. Anderson, S. Rijal, N.R. Myers & P. Woodford (2014). Spatial and temporal assessment of cumulative disturbance impacts due to military training, burning, haying, and their interactions on land condition of Fort Riley. *Environmental Management* 54, 51–66.

Wanner, M. & W.E.R. Xylander (2003). Transient fires useful for habitat-management do not affect soil microfauna (testate amoebae) – a study on an active military training area in eastern Germany. *Ecological Engineering* 20, 113–119.

Wardle, D.A., R.D. Bardgett, R.M. Callaway & W.H. Van der Putten (2011). Terrestrial ecosystem responses to species gains and losses. *Science* 332, 1273–1277.

Warren, S.D. & B.K. Herl (2005). Use of military training doctrine to predict patterns of maneuver disturbance on the landscape. II. Validation. *Journal of Terramechanics* 42, 373–381.

Warren, S.D., S.W. Holbrook, D.A. Dale, N.L. Whelan, M. Elyn, W. Grimm & A. Jentsch (2007). Biodiversity and the heterogeneous disturbance regime on military training lands. *Restoration Ecology* 15, 606–612.

Warren, S.D. & R. Büttner (2008a). Active military training areas as refugia for disturbance-dependent endangered insects. *Journal of Insect Conservation* 12, 671–676.

Warren, S.D. & R. Büttner (2008b). Relationship of endangered amphibians to landscape disturbance. *The Journal of Wildlife Management* 72, 738–744.

Warsta, M. (toim) (2011). *Kohti vastuullisempaa ja kestävämpää puolustusta – Puolustusvoimien ympäristönsuojelun suunnitelma vuosille 2012–2025*. 58 s. Pääesikunnan logistiikkaosasto, Helsinki.

Warsta, M. (2012). *Ympäristölainsäädäntö ja puolustusvoimien koulutusedellytykset – raskaiden aseiden ammuntojen ja räjäytysten melu-, värinä- ja maaperävaikutusten hallinta*. 191 s. Selvitys ympäristö- ja puolustusministeriön työryhmälle.

Warsta, M. (2014). Erityisasiantuntija, Puolustusministeriön yhdyskunta- ja ympäristöyksikkö. Haastattelu Helsingissä 9.6.2014.

Watson, J.G., J.C. Chow, L.-W.A. Chen, D.H. Lowenthal, E.M. Fujita, H.D. Kuhns, D.A. Sodeman, D.E. Campbell, H. Moosmüller, D. Zhu & N. Motallebi (2011). Particulate emission factors for mobile fossil fuel and biomass combustion sources. *Science of the Total Environment* 409, 2384–2396.

Weisenberger, M.E., P.R. Krausman, M.C. Wallace, D.W. DeYoung & O.E. Maughan (1996). Effects of simulated jet aircraft noise on heart rate and behavior of desert ungulates. *The Journal of Wildlife Management* 60, 52–61.

White, P.S. & S.T.A. Pickett (1985). Natural disturbance and patch dynamics: an introduction. Teoksessa Pickett, S.T.A. & P.S. White (toim). *The ecology of natural disturbance and patch dynamics*, 3–13. Academic Press Inc., Lontoo.

Whitecotton, R.C.A., M.B. David, R.G. Darmody & D.L. Price (2000). Impact of foot traffic from military training on soil and vegetation properties. *Environmental Management* 26, 697–706.

Whittaker, D. & R.L. Knight (1998). Understanding wildlife responses to humans. *Wildlife Society Bulletin* 26, 312–317.

Wikimedia Commons: Finland region map. 18.6.2014.

<http://upload.wikimedia.org/wikipedia/commons/a/af/Finland_Regions_Map.svg>

Ympäristöraportti 2010–2012 (2013). *Puolustushallinnon rakennuslaitos*. 42 s.

Yorks, T.P., N.E. West, R.J. Mueller & S.D. Warren (1997). Toleration of traffic by vegetation: life form conclusions and summary extracts from a comprehensive data base. *Environmental Management* 21, 121–131.

Zhu, D., N.J. Nussbaum, H.D. Kuhns, M.-C.O. Chang, D. Sodeman, S. Uppapalli, H. Moosmüller, J.C. Chow & J.G. Watson (2009). In-plume emission test stand 2: emission factors for 10 kW–100 kW U.S. military generators. *Journal of the Air & Waste Management Association* 59, 1446–1457.

Zhu, D., N.J. Nussbaum, H.D. Kuhns, M.-C.O. Chang, D. Sodeman, H. Moosmüller & J.G. Watson (2011). Real-world PM, NO_x, CO, and ultrafine particle emission factors for military non-road heavy duty diesel vehicles. *Atmospheric Environment* 45, 2603–2609.