



SEINÄJOEN AMMATTIKORKEAKOULU
SEINÄJOKI UNIVERSITY OF APPLIED SCIENCES

Tämä on alkuperäisen artikkelin rinnakkaistallenne (kustantajan versio).

Viite:

Ikonen, P., Laasasenaho, K., Lauhanen, R., Viholainen, I., Palomäki, A., Kuittinen, S., & Pappinen, A. (2023). Katsaus turvetuotannosta vapautuvien suonpohjien jälkikäyttömuotoihin, sekä niiden ympäristö- ja monimuotoisuusvaikutuksiin. *Suo - Mires and peat*, 74, 49–69. <https://www.suo.fi/pdf/10823>



➤ Katsaus turvetuotannosta vapautuvien suonpohjien jälkikäyttömuotoihin, sekä niiden ympäristö- ja monimuotoisuusvaikutuksiin

Piia Ikonen, Kari Laasasenaho, Risto Lauhanen, Iida Viholainen, Anu Palomäki, Suvi Kuittinen & Ari Pappinen

Piia Ikonen, Suvi Kuittinen ja Ari Pappinen. Itä-Suomen yliopisto, Luonnontieteiden, metsätieteiden ja tekniikan tiedekunta, Metsätieteiden osasto, 80101 Joensuu, e-mail: piia.ikonen@uef.fi, ari.pappinen@uef.fi ja suvi.kuittinen@uef.fi; Kari Laasasenaho, Risto Lauhanen, Iida Viholainen ja Anu Palomäki, Seinäjoen ammattikorkeakoulu, 60101 Seinäjoki, e-mail: kari.laasasenaho@seamk.fi

Asiasanat: biodiversiteetti; luontokato; suonpohjat; turvemaat; turveteollisuus

1. Johdanto

Suomessa on vapautunut turvetuotannosta yhteensä jopa 45 000–50 000 hehtaaria suonpohjia (Suomen metsäkeskus 2019; Korhonen ym. 2021). Vuosittain vapautuva ala on muutama tuhat hehtaaria (Aro & Hytönen 2019; Korhonen ym. 2021), mikä on enemmän kuin mitä vuosittain luvutetaan turvetuotannon käyttöön. Tosin vapautumistahti on kiihtynyt viimeisten viiden vuoden aikana energiaturpeen kysynnän vähenemisen seurauksena (Pöyry Management Consulting Oy 2019; kts. myös Laasasenaho ym. 2022; Lång ym. 2022). Turvetuotannosta vapautuvia suonpohjia voidaan käyttää moniin eri tarkoituksiin, jolloin puhutaan suonpohjien jälkikäytöstä (mm. Salo & Savolainen 2008; Korhonen ym. 2021). Valinnan ja päätöksen käyttömuodosta tekee maanomistaja. Jälkikäytön valintaa ohjaavat muun muassa suonpohjalla olevan jäännösturpeen paksuus, laajuus ja kosteusolot, sekä suoalueen sijainti ja pinnanmuodot (mm. Salo & Savolainen 2008; Aro & Hytönen 2019; Korhonen ym. 2021).

Suonpohjissa on tavallisesti runsaasti typpeä, mutta niukalti fosforia ja kaliumia (mm. Salo & Savolainen 2008; Aro & Hytönen 2019). Suonpohjat ovat yleensä myös ojanvarsia lukuun

ottamatta tasaisia ja kasvittomia. Käytössä olevien ja myös juuri käytöstä poistuneiden suonpohjien lajiston kirjo on yleensä niukka, sillä teollinen turvetuotanto hävittää suon luontaisen eliölajiston ja luontotyypit (kts. Ojanen ym. 2020). Jäljelle jäänyt turve on useimmiten tummaa, kuivaa ja puuterimaista, eikä siinä ole siemen- tai laji-pankkia (Vasander & Roderfeld 1998; Vasander 1999). Toisaalta kirjoittajien kokemusten mukaan turvetuotantoalueet eivät ole täysin elottomia elinympäristöjä vaan niillä voi muodostua esimerkiksi teerien soidinalueita sekä allikoita kahlaajalinnuille.

Nykytiedon mukaan käytöstä poistuneista suonpohjista $\frac{3}{4}$ on siirretty metsänkasvatukseen, noin viidennes peltoviljelyyn ja loput ennallistettu erilaisiksi kosteikoiksi (Korhonen ym. 2021; Lång ym. 2022). Jälkikäyttövaihtoehtomahdollisuuksiin kuuluvat metsitys, puiden lyhytkiertoviljely, kosteikoksi muuttaminen ja maatalouden viljelykäyttö. Harvoin yksi käyttömuoto soveltuu koko tuotantoalueelle ja suonpohjaa on mahdollista ja monissa tapauksissa tarkoituksenmukaista jakaa useampiin käyttöalueisiin (Salo & Savolainen 2008). Maanomistajat suosivat yleensä tuottavia jälkikäyttömuotoja (Laasasenaho ym. 2017), joten myös turvetuotannon jälkeisiä vuokratuloja

mahdollistavat uudet jälkikäyttömuodot, kuten aurinko- ja tuulivoima ovat yleistyneet (Laasensaho & Lauhanen 2022).

Eri jälkikäyttövaihtoehdot tyypillisine toimenpiteineen vaikuttavat paikalliseen lajistoon ja ympäristöön eri tavoin, mutta jälkikäyttömuotojen vaikutuksia ei ole juurikaan tarkasteltu monimuotoisuuden näkökulmasta. Tämä katsaus kuvaa tällä hetkellä elinympäristötyypeillä sovelletut monimuotoisuuden indikaattorit ja koostaa yllä mainittujen yleisimpien jälkikäyttövaihtoehtojen monimuotoisuusvaikutuksia koskevan kirjallisuuden. Tavoitteena on sekä tuottaa yhteenvedo vaihtoehtojen monimuotoisuusvaikutuksista helpottamaan eri käyttötapojen vertailua, että arvioida nykyisten monimuotoisuuden indikaattoreiden sovellettavuutta turvetuotannosta vapautuneiden suonpohjien jälkikäytössä.

2. Monimuotoisuuden indikaattorit

Ihmisten luomien ympäristöjen monimuotoisuudelle ei ole maisema- tai luontotyyppitason seurantaa tai indikaattoreita, vaikka tällaisten seurantamenetelmien rakentamiselle olisi tarve ja edellytyksiäkin (kts. Auvinen ja Toivonen 2006). Koska tulevien vuosien aikana suonpohjia siirtyä turvetuotannosta jälkikäyttöön tuhansia hehtaareja, eri vaihtoehtojen monimuotoisuusvaikutusten arviointiin laaditut yhdenmukaiset indikaattorit voisivat helpottaa vaihtoehtojen vertailua ja edesauttaa valintaa vaihtoehtojen välillä.

Suonpohjien tässä määritellyt jälkikäyttökohteet (metsänkasvatus, lyhytkiertopuiden kasvatus, erilaiset kosteikot, maatalouskäyttö) viittaavat erilaisiin metsä-, suo-, ranta-, vesistö- ja maatalouselinympäristöihin, joille kirjallisuudessa on omat indikaattorinsa. Alkuperäisen luonnon monimuotoisuuden indikaattoreita ei voida sellaisenaan käyttää rakennettujen tai ihmistoiminnan vaikutuksesta syntyneiden elinympäristöjen laadun arviointiin (kts. esim. Auvinen ja Toivonen 2006), mutta jälkikäytön muodostaessa suonpohjalle uudentyyppisen luontotyyppin tai elinympäristön, on perusteltua arvioida missä määrin näitä indikaattoreita voidaan käyttää apuna tarkasteltaessa monimuotoisuuden eri tasojia suonpohjilla.

Yleisesti monimuotoisuuden on katsottu sisältävän kolme tasoa, jotka ovat:

- 1) erilaisten ympäristötyyppien, ekosysteemien ja eliöyhteisöjen runsaus,
- 2) lajien monipuolisuus ja runsaus, sekä
- 3) eliölajien geneettisen perimän monimuotoisuus (mm. Parviainen & Västilä 2011; Verma 2016).

Nämä kolme tasoa muodostavat viitekehyksen luonnon monimuotoisuuden arviointiin. Suomessa luonnon ja elinympäristöjen monimuotoisuuden indikaattoreita on kehitetty 1990-luvun loppupuolelta alkaen kestävän kehityksen, metsätalouden ja luonnonvarojen käytön mittareiksi.

Suomen metsien kestävyttä mitataan esimerkiksi yleiseurooppalaisilla kestävän metsänhoidon kriteereillä (Parviainen & Västilä 2011). Monimuotoisuus on yksi kuudesta kriteeristä, ja sen indikaattoreita ovat puulajikoostumus, metsänuudistaminen, luonnonmetsät, ulkomaiset puulajit, kuollut puuaines, geenivarat, metsäpeite maisematasolla, uhanalaiset metsälajit ja suojellut metsät. Suomen uhanalaisista lajeista lähes kolmannes elääkin ensisijaisesti metsissä (Hyvärinen ym. 2019). Vastaavia monimuotoisuuden kriteereitä on esitetty lisäksi esimerkiksi Maa- ja metsätalousministeriön 2000-luvun alun luonnonvarastrategioissa ja Tilastokeskuksen Ympäristötilastoissa (mm. Auvinen & Toivonen 2006).

Taloustmetsien luonnonhoidossa monimuotoisuutta kuvaavia ja lisääviä mittareita ovat olleet mm. kuolleiden ja järeiden puiden osuus, lehtipuun määrä sekä vanhojen puuikäluokkien osuus (Maa- ja metsätalousministeriö 2022a). Metsälaki (1093/1996) määrittää suojeltavia monimuotoisuudelle arvokkaita kohteita, ja vapaaehtoiset suojeluohjelmat määrittävät säästettäviä kohteita, joille on omat luontotyyppin tai elinympäristön edustavuuteen ja uhanalaisten ja muiden metsiä asuttavien lajien elinmahdollisuuksiin liittyvät kriteerinsä. Myös nämä koskevat usein elinympäristön lajistoa, puuston rakennepiirteitä (esim. lahoppuun määrä ja laatu), elinympäristöjen ominaispiirteitä ja ekologisia vaihtelusuuntia (esim. vesistöjen luonnontilaisuus tai korpisuus/rämeisyys kangasmetsissä, mm. Syrjänen ym. 2016). Lisäksi luonnonsuojelulaki ja EU:n di-

rektiivilajilista osaltaan edistävät talousmetsien luonnonhoitoa. Myös EU:n biodiversiteettistrategia ja ennallistamisasetus vaikuttavat soiden maankäyttöön (Ympäristöministeriö 2023).

Maatalousympäristöjen monimuotoisuus ja siihen liittyvät luonnonvaramittarit liittyvät usein perinteisten maatalousympäristöjen maisemiin, niiden erityispiirteisiin ja lajistoon, maankäyttöön, torjunta-aineiden käyttöön, kuormitusriskiin ja esimerkiksi eläin- ja kasvigeenien kehitykseen (mm. Auvinen & Toivonen 2006; Ruokavirasto 2022). Tällaisia mittareita on esimerkiksi Maa- ja metsätalousministeriön 2000-luvun alun luonnonvarastrategioissa (Maa- ja metsätalousministeriö 2001; Auvinen & Toivonen 2006) ja maaseudun ympäristötukijärjestelmissä ja tukisopimuksissa (mm. Ruokavirasto 2022). Maa- ja metsätalousministeriön luonnonvarastrategioissa mittarit onkin jaettu maa-, metsä-, kala-, poro-, riista-, ja vesitaloutta sekä luonnonvaroja maaseudun osana koskeviin osiin. Viimeisimpänä mainittu maataloutta koskeva osa sisältää kaksi mittaria, jotka ovat maiseman monimuotoisuus ja avoimuus.

Kosteikkojen monimuotoisuusindikaattoreita löytyy kirjallisuudesta heikommin, sillä kosteikot sisältynevät rantojen, soiden tai sisävesien monimuotoisuustarkasteluun. Esimerkiksi eri suotyyppien monimuotoisuuden indikaattoreina voivat olla suon ojitustilanne (luonnontilaisuus) ja hydrologinen tila sekä edelleen esimerkiksi uhanalaisten lajien esiintyvyys (Kareksela ym. 2021). Toisaalta kosteikoilla vesikasvillisuus on hyvä vesistön tilan indikaattori (Vallinkoski ym. 2004; Ahola 2019). Halosen (2018) mukaan vesiselkärangattomien esiintyminen kosteikoilla indikoi runsasta monimuotoisuutta, mikä viittaa selkärangattomien toimivan hyvänä kosteikon monimuotoisuusindikaattorina. Suomessa toteutetaan lisäksi monia luonnonhoito- ja kosteikkohankeita (mm. Sotka-hanke Helmi-hankekokonaisuudessa), joilla pyritään turvaamaan elinvoimaiset vesilintukannat (Maa- ja metsätalousministeriö 2022b). Monipuolinen vesilintukanta kosteikoilla voi indikoida näin kosteikkojen monimuotoisuutta.

Hildénin ym. (2005) *'Suomen biodiversiteettiohjelman arviointi'* -julkaisua on pidetty ensimmäisenä kattavana indikaattorikokoelmana (75 indikaattoria), joka yhdistää eri sektorien

käyttämät monimuotoisuutta koskevat indikaattorit (Auvinen & Toivonen 2006). Tämän jälkeen mm. Suomen ympäristökeskus (tässä viitattu Auvinen & Toivonen 2006) on toteuttanut katsauksen biodiversiteettiseurannan kehittämiseksi, ja ehdottanut julkaisuun perustuvia päivityksiä soveltuvista indikaattoreista (106 indikaattoria). Katsaus on tällä hetkellä kenties kattavimpia indikaattorilistauksia, johon eri alojen soveltammat monimuotoisuusindikaattorit on sovitettu ja luokiteltu eri elinympäristötyyppien mukaan. Nämä indikaattorit on lisäksi luokiteltu Euroopan ympäristöviraston suosittelemaan DPSIR-viitekehukseen (kts. mm. Smeets & Weterings 1999; FAO 2022). Indikaattoriluokittelussa D kuvastaa muutosten taustalla olevia voimia (Drivers), P muutoksia aiheuttavia paineita (Pressures), S luontotyyppin tilaa (State), I tilaan kohdistuvien muutosten vaikutuksia (Impact), ja R muutosten korjaustoimenpiteitä (Response) (Taulukko 1).

DPSIR-viitekehys on päätöksentekijöille suunnattu väline, joka kuvastaa erilaisten tapahtumien ja toimenpiteiden ja syysuraussuhteita ja vaikutuksia ekosysteemeihin (FAO 2022). Viitekehyksessä S- ja I-indikaattorien voidaan nähdä kuvastavan eräänlaisia ekosysteemien luonnontilan mittareita, D- ja P-indikaattorien näiden eritasoisia syitä ja taustavaikuttimia, ja R-indikaattorien puolestaan vastatoimenpiteitä luonnontilassa tapahtuvien muutosten pysäyttämiseksi. Suonpohjien jälkikäyttö voidaan nähdä myös R-tason toimenpideindikaattorina (kts. Auvinen ja Toivonen 2006).

Vuosien 2006–2009 ympäristöministeriön rahoittamassa ympäristöklusterin tutkimusohjelman hankkeessa *"Luonnon monimuotoisuuden mittarit"* kehitettiin myös luonnon monimuotoisuuden indikaattoreita. Hankkeen tuotoksena ympäristöalan tutkimuslaitokset, viranomaistahot

Taulukko 1. Euroopan ympäristöviraston suosittelema DPSIR-viitekehys monimuotoisuuden indikaattoreille.

Indikaattori	Koodi	Selite
DRIVERS	D	Muutosten taustalla olevat voimat
PRESSURES	P	Muutoksia aiheuttavat paineet
STATE	S	Luontotyyppin tila
IMPACT	I	Muutosten vaikutukset
RESPONSE	R	Muutosten korjaustoimenpiteet

ja kansalaisjärjestöt kehittivät yhdessä luonnon monimuotoisuuden tilan ja kehityksen tiedonvälitysjärjestelmän, Luonnontila-sivuston (Luonnontila.fi 2020). Sivusto sisältää monipuolisen listan luonnon monimuotoisuusindikaattoreita, mutta sisältöä ei ole päivitetty aktiivisesti 2010-luvulla resurssipulan takia (Auvinen ym. 2020).

Seuraavaksi kuvataan kunkin jälkikäyttömuodon käytännön edellytykset ja yleisimmät vaikutukset maankäyttöön, minkä jälkeen kootaan olemassa oleva, osin hajanainen, tutkimustieto ympäristö- ja monimuotoisuusvaikutuksista. Tällä pyritään kuvaamaan niitä syy-seuraussuhteita, joissa jälkikäyttömuodon valinta, vallitsevat ympäristöolot ja luonnon monimuotoisuus muodostavat vuorovaikutteisen kokonaisuuden suonpohjien jälkikäytössä.

3. Yleisimpien turvetuotannosta poistuvien suonpohjien jälkikäyttömuotojen monimuotoisuusvaikutuksia

3.1 Metsitys on tunnetuin jälkikäyttömuoto

Turvetuotannosta vapautuneiden suonpohjien yleisin käyttömuoto on ollut metsätalous (Salo & Savolainen 2008). Metsitys on hyvä vaihtoehto etenkin hietaisille ja hienommille kivennäismaille kun turvekerros on alle 30 cm (Aro & Hytönen 2019). Metsänkasvatus suonpohjilla edellyttää yleensä pohjien sopivaa ravinnetasapainoa ja kuivatustilaa, minkä vuoksi metsittäminen vaatii usein alueen lannoittamista ja muokkaamista. Mikäli alavilla mailla sijaitsevia suonpohjia ei voi kuivattaa metsäojilla, ne eivät sovellu metsänkasvatukseen (Aro & Hytönen 2019; kts. myös Salo & Savolainen 2008). Useimmiten ojien kunnostus kuitenkin riittää, ja hienojakoisilla mailla ojia saattaa joutua kunnostamaan alkuperäistä ojitusta tiheämmäksi (Aro & Hytönen 2019). Suonpohjilla, joilla turvekerros on ohut ja metsitys viivästyy, maanmuokkaus ja kasvillisuuden torjunta saattavat tulla tarpeeseen.

Suonpohjilla kasvatetaan yleensä mäntyä (*Pinus sylvestris*) sekä hies- ja rauduskoivua (*Betula pendula*, *B. pubescens*), joista mäntyä yleensä useammin kuin koivua (Aro & Hytönen 2019). Suonpohjien istutusmänniköissä mänty on valta-

puu, mutta sekapuuksi ilmestyy usein luontaisesti runsaasti lehtipuuta, erityisesti hieskoivua ja joskus myös kuusta (*Picea abies*). Joillekin kohteille on jopa istutettu kuusta (esim. Savonneva, Alajärvi), mutta sitä ei suositella laajaan metsänviljelyyn suonpohjille sen hallanarkuuden takia. Kuusen kasvattaminen edellyttäisi taimikon kehityksen varhaisvaiheessa suojaavaa verhopuustoa.

Suonpohjien metsitys parantaa ympäristön ja suonpohjan tilaa (Issakainen & Huotari 2007), vaikka suonpohjille kasvatetun metsän monimuotoisuuden ei varmuudella voida sanoa yltävän esimerkiksi kangasmetsän monimuotoisuuden tasolle (Luonnontila.fi 2013b). Kivennäismaan paljastuminen turpeen kuorimisen tai maanmuokkauksella tapahtuvan sekoittamisen seurauksena lisännee kasvipeitteen kehitystä (kts. esim. Perälä ym. 2005; Salo & Savolainen 2008). Samoin suonpohjan lannoitus metsitystarkoituksessa voi lisätä erilaisten sammalten ja ruohovartisten kasvien peittävyyttä suonpohjalla (mm. Issakainen & Huotari 2007; Huotari ym. 2011), ja siten edesauttaa/nopeuttaa pohjan kasvittumista (Huotari ym. 2011). Aiemmissä tutkimuksissa on huomattu, että metsänhoitotoimet voivat nostaa metsitetyn suonpohjan kasvupaikkaluokkaa rehevämmäksi erityisesti lannoituksen vuoksi (Aro ym. 2016). Näin ollen tuhkalannoittamalla perustettu metsitys parantaa suonpohjien lajiston monimuotoisuutta, mutta lajisto muuttuu alkuperäisestä suokasvillisuudesta enemmän metsäkasvillisuuden suuntaan (mm. Huotari ym. 2011; Tolvanen ym. 2018; kts. myös Korhonen ym. 2021). Viljelyalalle muodostuva pintakasvillisuus ylläpitää maan ravinteikkuutta ja tuottaa orgaanista ainetta ja näin ollen voi edistää puunkasvua (Issakainen & Huotari 2007). Se myös vähentää pintamaan eroosiota ja maa-aineksen huuhtoutumista ja vesistökuormaa, ja edistää karikkeen muodostumista ja monimuotoisuutta suonpohjan eliöstössä (Kuva 1).

Maiseman tasolla vaihtelua sekä puuston luontaista uudistumista edistävät viljelyalalle muodostuva sekapuusto, ojanvarsien ja penkköjen puustokaistaleet sekä mahdolliset joutokuviot tai metsittämättä jätetyt kuviot (Issakainen & Huotari 2007). Vaihtelu puustossa ja sen rakenteessa tarjonnee myös riistalle ja monille linnuille mahdollisia elinympäristöjä (mm. Issakainen & Huo-



Kuva 1. Puutuhkalannoituksen vaikutus kasvillisuuden kehitykseen suonpohjalla. Kuvan vasen puoli on lannoitettu puutuhkalla (7t/ha) ja oikea puoli on ollut käsittelemätön kaksi vuotta turvetuotannon jälkeen, mikä näkyy selvänä erona pintakasvillisuudessa ja monimuotoisuudessa (kuva: Kari Laasasenaho).

tari 2007) – vaikka tutkimustietoa metsitettyjen suonpohjien lintu- ja eläinlajistosta on niukasti. Rintalan ym. (2000) tutkimuksissa pensaikkoisilla (mänty, koivu, paju) suonpohjilla sekä koivikkoja kasvavilla suonpohjilla hyvin pärjääviksi lajeiksi havaittiin pajulintu (*Phylloscopus trochilus*), peippo (*Fringilla coelebs*), keltasirkku (*Emberiza citrinella*) ja sirittäjä (*P. sibilatrix*) (kts. myös Selin 1999). Toisaalta esimerkiksi yleisiä rastaista ei näillä tuotannosta vapautuneilla puustottuneilla alueilla juurikaan havaittu. Riistalajeista muun muassa jänis (*Lepus timidus*), hirvi (*Alces alces*), teeri (*Tetrao tetrix*) ja lehtokurppa (*Scolopax rusticola*) viihtyvät vaihtelevilla metsitetyillä suonpohjilla (mm. Issakainen & Huotari 2007; Aro & Hytönen 2019). Suonpohjien valtaojien on myös arveltu tarjoavan esimerkiksi vesilinnuille oleilupaikkoja, minkä lisäksi petoeläimet voivat siirtyä suonpohjille saaliseläinten perässä (Issakainen & Huotari 2007).

Rintalan ym. (2000) tutkimuksissa kovakuoriaisten ja luteiden lajimäärissä ei ole havaittu merkittäviä eroja erilaisilla suonpohjan tyypeillä. Turvetuotannosta vapautuvien alueiden ja ojitettujen rämeiden perhoslajistot vaikuttavat kuitenkin olevan huomattavasti vaatimattomampia kuin luonnontilaisten soiden lajistot (Rintala ym. 2000; Uusitalo ym. 2006). Rintalan ym. (2000)

tutkimuksessa parikymmentämetrisiä koivuja kasvavilla entisillä turvetuotantoalueilla tavattiin niitty- ja kulttuuriympäristöjen lajeja, kun taas ojitetuilla rämeillä lähinnä vain metsän perhoslajistoa suotyypeille tyypillisten perhoslajien sijaan. Toisaalta Irlannissa tavattiin koivua ja pajua kasvavilla suonpohjilla jotain perhoslajeja lukumäärällisesti enemmän kuin suonpohjille muodostuneilla karuilla soilla, kuivilla kalkkipitoisilla ruohoalueilla ja avoimilla ruohoalueilla (Finch ym. 2016), vaikkakaan ei yhtään soilla elävää spesialistilajia millään suonpohjan tyypillä. Näin metsitetyt tai puustoiset suonpohjat voivat lisätä esiintyvien perhoslajien monimuotoisuutta suhteessa avoimempiin suonpohjiin, vaikka suolla elävät spesialistilajit eivät metsitetyistä suonpohjista hyötyisikään. Esimerkit vanhimmista metsitetyistä suonpohjista Suomessa löytyvät Kihniön Aitonevalta (Kuva 2)



Kuva 2. Suonpohjalle perustettu yli 60-vuotias koivikko lahoppuneen ja kääpimeen Kihniön Aitonevalta (kuva: Risto Lauhanen).

3.2 Lyhytkiertopuiden kasvatusta jälkikäytön vaihtoehtona

Lyhytkiertopuiden kasvatuksessa puita kasvatetaan tavanomaisempaa tiheämmässä kasvustossa, ja korjuut toteutetaan viljelmistä riippuen 4–20 vuoden välein. Olennaista puiden lyhytkiertokasvatuksessa on, että puut uudistuvat kantovesoista korjuun jälkeen ja sama kasvusto tuottaa puubiomassaa usean kierron ajan. Suonpohjille sopivia lyhytkiertopuita ovat muun muassa hieskoivu (*B. pubescens*), harmaa- ja tervaleppä (*Alnus incana*, *A. glutinosa*) sekä pajut (*Salix*) (mm. Aro & Hytönen 2019). Lyhytkiertopuuna voi käyttää myös hybridihaapaa (*Populus tremula* × *tremuloides*, mm. Hytönen ym. 2014).

Hieskoivu (*B. pubescens*) kasvaa luontaisesti soilla ja voi levitä suonpohjille myös itsestään (Salo & Savolainen 2008; Hytönen ym. 2014; Aro & Hytönen 2019) ellei sitä lisätä kylvään. Luontaisesti ilmestynyt hieskoivu kasvaa usein tiheinä kasvustoina, jotka kannattaa harventamattomina korjata kokopuuna energiaksi muutaman kymmenen vuoden iässä (Aro & Hytönen 2019). Koska hieskoivun harvennus turvemaalla ei useinkaan lisää saatavan ainespuun määrää, hieskoivu sopii hyvin biomassan tuotantoon (kts. mm. Hytönen ym. 2014).

Hybridihaavan biomassakasvatukseen pohjaamaan tulee olla hienolajitteinen eikä turvetta saa olla paksult (Aro & Hytönen 2019). Haavan biomassatuotos voi olla suuri suonpohjilla, mutta tutkimusta haavan viljelystä suonpohjilla on niukasti (Hytönen ym. 2014). Tervaleppä taas sopii hyvin ravinteikkaille turvepohjille (Valkonen ym. 1995), mutta ravinteikkaita kasvupaikkoja ei turvetuotannosta vapautuneilla suonpohjilla juuri ole. Tervaleppä sietää hyvin ajoittaisia tulvia (Valkonen ym. 1995), mutta taimet ja uudistuvat kantovesat ovat hallanarkoja (mm. Schalin & Seppälä 1964; Mikola 1975). Tervaleppän ohella myös harmaaleppä on osoittautunut tutkimuksissa lupaavaksi lyhytkiertopuiksi (Mikola 1975; Hytönen ym. 2014). Harmaaleppä leviää nopeasti siemenistä, mutta tutkimuksiin viljelmät on perustettu istuttaen (kts. mm. Hytönen & Saarsalmi 2015). Pintakasvillisuuden torjunta voi olla tarpeen. Paksuturpeisilla suonpohjilla harmaaleppä voi hyötyä fosfori- tai tuhkan-

noituksesta, jolla varmistetaan ilmakehän typen sitomiseen tarvittavien juurinytysten muodostuminen. Harmaaleppien kasvatuksesta saatu kokemus osoittaa, että lepikkojen korjuu energiaksi lienee optimaalisinta 10–20 vuoden kiertoajalla (kts. mm. Aosaar ym. 2012; Hytönen & Saarsalmi 2015; Rytter & Rytter 2012).

Pajujen soveltuvuutta lyhytkiertokasvatukseen on tutkittu paljon (kts. Heino & Hytönen 2005; Hytönen ym. 2014). Pajua voidaan kasvatata suonpohjilla (Aro & Hytönen 2019), mutta tuottaakseen kunnan sadon paju vaatii suonpohjaan sopivan kuivatuksen: paju edellyttää kosteaa kasvualustaa, mutta seisova pohjavesi voi alentaa maan happipitoisuutta ja haitata juurtumista sekä kasvua (Pelkonen ym. 1985). Paju on lisäksi tarkka maaperän happamuuden suhteen (mm. Aro & Hytönen 2019). Suonpohja tuleekin useimmiten kalkita tai lannoittaa puutuhkalla, jotta maan pH saadaan pajun kasvatukseen soveltuvalle tasolle. Pajuviljelmät vaativat usein myös kalium- ja fosforilannoitusta sekä typpilannoitusta, jotka annostellaan yleensä viljelykierron mukaan korjuiden jälkeen. Paju korjataan kolmen-neljän vuoden kiertoajalla (Aro 2022), ja kokonaisuudessaan tehokas kasvatusaika suonpohjilla on keskimäärin parikymmentä vuotta (Aro 2022; Lång ym. 2022). Myös pajut kasvatetaan tiheässä kasvuasennossa ns. vesakkoina (mm. Viherä-Aarnio 2022). Yleisimmät lyhytkiertokasvatetut pajulajit ovat ominaisuuksiltaan pysty- ja nopeakasvuisia sekä voimakkaasti vesovia. Kasvatusalat perustetaan useimmiten yhden tai muutaman kloonin monokulttuureiksi.

Yhden puulajin ja maksimissaan muutaman kloonin muodostamat viljelmät eivät useinkaan edistä monimuotoisuutta merkittävästi (mm. Siitonen 2022; kts. myös Britt ym. 2007; Schulz ym. 2009), vaikka esimerkiksi pajuilla esiintyy luonnossa jopa satoja seuralaislajeja; selkärangattomia kasvinsyöjiä ja erilaisia sienilajeja ja epifyyttejä, joista osa on myös uhanalaisiksi tai silmälläpidettäväksi luokiteltuja (Siitonen 2022). Koska lyhytkiertokasvatusalat ovat usein muokattuja ja elinympäristöinä keinotekoisia, vain osa pajusta riippuvaisista lajeista kykenee niitä asuttamaan. Näillä alueilla esiintyykin yleensä lähinnä kasvatettavia lajeja ravintonaan käyttäviä kasvinsyöjiä sekä lehtitauteja ja -tuholaisia (kts. myös Rossi

ym. 1985). Toisaalta esimerkiksi pölyttäjähönteiset voivat hyötyä varhain keväällä runsaasti kukkivista pajuista (Börjesson 1999; Siitonen 2022). Kukat voivat tarjota ravintoa muun muassa kimalaisille, kesy- ja erakkomehiläisille sekä perhosille. Useamman genotyypin kasvattaminen voisi edistää lajirikkuutta: Saksassa ja Ruotsissa useamman pajun genotyypin kasvattamisen on nähty lisäävän esiintyvien niveljalkaisten monimuotoisuutta (mm. Müller ym. 2018).

Siitonen (2022) korostaa, että lyhytkiertokasvatusalojen osalta monimuotoisuusvaikutuksia tulee tarkastella laajemmin kuin vain yksittäisten viljelmän tasolla. Lyhytkiertoviljelmien kasvillisuuden monimuotoisuutta on tutkittu mm. Ruotsissa ja Saksassa kasvatetuilla paju- ja haapa/poppeliviljelmillä (Baum ym. 2012). Näillä kasvilajeja on havaittu runsaammin kuin maatalousmaalla, havumetsissä ja sekametsissä Saksassa, mutta viljelmillä lajisto vaikuttaa olevan sekoitus ruohomaan, joutomaan (ruderaattikasvit) sekä metsämaan kasveja. Toisaalla pajuviljelmien on osoitettu ylläpitävän alemmaa lajivaihtelua kuin lehtisekametsien, mutta vuorostaan korkeampaa lajivaihtelua kuin maatalouden monokulttuurien (mm. Vanbeveren & Ceulemans 2019; Siitonen 2022). Näin ollen lyhytkiertopuuviljelmät voivat lisätä monimuotoisuutta maisemassa tai alueilla, joita hallitsevat yhden satokasvin monokulttuurit (kts. Baum ym. 2012; Siitonen 2022), tai tässä tapauksessa turvetuotannosta vapautunut lajiversiteetiltään vaatimaton suonpohja.

Vaikka tutkimustietoa Suomesta on niukasti, tiheät kasvustot lienevät omiaan tarjoamaan suojaa ja ravintoa myös erilaisille linnuille ja nisäkäslajeille, minkä todisteena toimivat suonpohjien pajuviljelmillä havaitut hirvieläinten, jänisten ja myyrrien aiheuttamat syöntituhot (mm. Rossi ym. 1985; Viherä-Aarnio 2022). Samoin Rintalan (2000) tutkimustulokset erityisesti koivulla metsittyneiden suonpohjien lajistosta voivat olla lähellä myös koivun luontaisesti syntyneiden lyhytkiertoviljelmien lajistoa. Ruotsissa ja Iso-Britanniassa tehdyissä kokeissa lyhytkiertoviljelmien lintulajien lukumäärät ovat olleet suurempia verrattaessa vaikkapa peltomaisemien lajistoihin (Sage & Robertson 1994; Berg 2002). Toisaalta eroja lajistossa voi olla myös viljeltävien lyhytkiertopuiden välillä: pajuviljelmillä eläinryhmien

lajisto on havaittu monimuotoisemmaksi ja runsaammaksi kuin haapa/poppeliviljelmillä (Schulz ym. 2009). Ympäristön vaikutus lajikirjoon on myös suuri (mm. Berg 2002). Muodoltaan kapeat viljelmät saattavat ekosysteemien ns. reuna-vaikutuksen seurauksena olla lajiston puolesta monimuotoisempia (Schulz ym. 2009).

Suonpohjien lyhytkiertopuiden kasvatuksella lienee myös epäsuoria vaikutuksia paikalliseen ja ympäröivään monimuotoisuuteen. Esimerkiksi viljelykiertoon sovitettu lannoitus voi lisätä vesistökuormitusta (Lång ym. 2022), jos lannoitemäärät ovat runsaat ja suojavyöhykkeet riittämättömät (kts. myös Aro 2022). Tämä voi aiheuttaa ympäröivien vesistöjen rehevöitymistä. Toisaalta suonpohjan kasvittaminen lyhytkiertopuilla ja maanpinnan kasveilla voi tehokkaasti ehkäistä eroosiota ja ravinteiden huuhtoutumista. Esimerkiksi hyvässä kasvussa oleva pajutiheikkö laajoine juuristoineen hillitsee vesistöihin valuvaa kuormitusta (Aro 2022), mikä voi edesauttaa ympäröivien alueiden ja vesistöjen elinympäristöjen säilymistä. Lisäksi entisten turvetuotantoalueiden vesiensuojeluratkaisut, kuten laskeutusaltaat voivat tarjota linnustolle suojapaikkoja ja elinpiirejä.

3.3 Kosteikkojen perustamisessa vedenpinnan tasoa nostetaan joko luontaisesti tai kunnostamalla

Suonpohja voidaan muodostaa kosteikoksi vesitämällä eli nostamalla suonpohjan vedenpinnan tasoa (Salo & Savolainen 2008). Kosteikkojen määritelmä on liikkuva. Usein ne on kuvattu alueiksi tai luontotyypeiksi, joilla vesi hallitsee ympäristöä, kasvillisuutta ja eläinlajistoa (Ramsar Convention Secretariat 2004). Toisaalta kosteikot ovat luontotyyppisiä, jotka sijoittuvat avoveden ja maan välimaastoon. On olemassa luontaisia kosteikkoalueita sekä rakennettuja kosteikkoja.

Suonpohjista muodostetaan kosteikkoja yleensä lintukosteikoiksi, sillä lintukosteikoihin liittyy usein muita kosteikkomuotoja niukemmat vedenlaatuvaatimukset sekä mahdollisesti vähemmän kone- ja maansiirtotöitä. Yleensä lintukosteikoillakin on kuitenkin tarpeen poistaa suonpohjalla oleva turve huolellisesti, sillä se sisältää runsaasti ravinteita, jotka turpeen maatuessa voisivat liueta veteen (Salo & Savolainen

2008; Alhainen ym. 2015). Jäljelle jäävän turpeen tulisi olla kasvillisuuden peitossa, jotta se ei lähde liikkeelle vedenpinnan vaihtelun seurauksena (Alhainen ym. 2015). Happamien maiden alueella turvekerros altaan pohjalla voi myös estää happamien pohjasedimenttien paljastumisen ja niiden vesistöä happamoittavan vaikutuksen (Perälä ym. 2005).

Alaville suonpohjille vesi voi nousta luontaisesti, kun suonpohjan kuivatuksesta luovutaan (Salo & Savolainen 2008). Kosteikko voidaan yksinkertaisimmin muodostaa lopettamalla mahdollinen pumppukuivaus ja patoamalla laskuojat (Salo & Savolainen 2008), mutta lintu- ja riistakosteikkoja varten suonpohjia usein muotoillaan myös jonkin verran koneellisesti. Penkereet, kareiksi kasatut kivet, saaret ja erilaiset pinnanmuodot tuovat kosteikkoon ja maisemaan vaihtelua ja parantavat lajiston viihtyvyyttä (mm. Vikberg 1998; Salo & Savolainen 2008; Alhainen ym. 2015). Perustettujen kosteikkojen rannat kasvittuvat ja pensoittuvat yleensä nopeasti, mitä voi seurata vuosien saatossa rantojen metsittyminen. Kosteikoille löytävät tiensä nopeasti erilaiset vesikasvit, sammaleet ja sarat (mm. Salo & Savolainen 2008; Tuittila ym. 2000; Korhonen ym. 2021). Suokasvillisuus voi vallata alaa kosteikon matalista kohdista ja myös pienentää avovesialaa (Salo & Savolainen 2008). Tolvasen ym. (2018) mallinnustutkimuksen mukaan vesitettyjen suonpohjien kasvilajisto voikin nousta lukumäärällisesti monipuolisemmaksi kuin metsitetyllä suonpohjalla, mutta lajisto ei välttämättä vastaa suolajistoa.

Kosteikkoja pidetään monimuotoisuudeltaan merkittävänä ja rikkaina kohteina (mm. Ramsar Convention Secretariat 2004; Halonen 2018). Suomessakin ne tarjoavat elinympäristöjä monille vesilinnuille, kahlaajille, lokeille sekä petolinnuille (mm. Vikberg 1998; Puustinen ym. 2007; Salo & Savolainen 2008; Korhonen ym. 2021). Monet uhanalaisista lintulajeista hyödyntävät kosteikkoja elinympäristöinä (mm. Hyvärinen ym. 2019). Runsas rantakasvillisuus tarjoaa yhdessä matalan rantaveden kanssa elinympäristöjä vesiselkärangattomille, mikä parantaa vesilintujen viihtyvyyttä: Vesilinnut ja erityisesti niiden poikaset tarvitsevat valkuaispitoista hyönteisravintoa (Alhainen ym. 2015).

Kosteikko on yleensä soveltuvin linnustolle silloin kun maisema sisältää mosaiikkimaisesti mutta tasaisesti avovettä (50%) ja kasvillisuus- ja reunavyöhykkeitä (50%) (Alhainen ym. 2015). Turvetuotannosta poistuneet laahakauha-alueet ovat usein linnustolle soveltuvia elinympäristöjä juuri niiden kosteikkoalueeseen rinnastettavan mosaiikkimaisen rakenteen ja niillä usein olevien runsaiden allikoiden ja kannaksien takia (kts. Selin 1999; Rintala ym. 2000).

Suomessa kosteikoilla voidaan tavata lisäksi rauhoitettua viitasammakkoa (Korhonen ym. 2021), ja Vikbergin (1998) mukaan Suomen keski- ja pohjoisosissa lintuvesien rantavyöhykkeiden pajupensaikat voivat tarjota ravintoa myös esimerkiksi riekoille (*Lagopus lagopus*) ja jäniksille. Kosteikon sijoitus ja ympäröivä maisemarakenne voivat parhaillaan lisätä mahdollisuuksia monimuotoisuuden ylläpitoon, jos laajempi kokonaisuus sisältää ja yhdistää erilaisia elinympäristöjä (kts. Alhainen ym. 2015). Näin kosteikat lisäävät maiseman monimuotoisuutta ja vaihtelua jo maatalous- ja metsäympäristöissä, mutta varsinkin lajistoltaan vaatimattomilla suonpohjilla. Lintu- ja riistakosteikkojen yhteyteen voi olla perusteltua viljellä myös riistapeltoja, joiden tarkoituksena on lisätä alueen viihtyisyyttä riistalle (mm. jänis, hirvieläimet) ja muille lintu- ja eläinlajeille (Salo & Savolainen 2008; Alhainen ym. 2015).

Suomessa kosteikkoja perustetaan lisäksi luonnonravintolammikoiksi, tulvavesien tasaustaiksi tai soistamiskohteiksi. Vesittämällä perustetuissa luonnonravintolammikoissa kasvatetaan kalanpoikasia kesän yli (Selin 1999; Salo & Savolainen 2008). Tällöin edellytyksenä on, että suonpohja on tasaisesti viettävä tai laakea, ja vedet voidaan johtaa alueelle keväällä ympäröivistä sulamisvesistä. Lisäksi maapohjan ja turpeen määrä määrittävät, voiko suonpohjaa käyttää luonnonravintolammikoksi: pohjalle jäänyt turve nousee vähäisestä veden vaihtuvuudesta johtuen pintaan, kuluttaa happea ja voi vaikuttaa planktoniin haitallisesti (Selin 1999; Salo & Savolainen 2008). Toisaalta hapan pohjamaa voi veteen liuettessaan happamoittaa vettä ja alentaa sen laatua kalankasvatukseen (Salo & Savolainen 2008), jolloin turvetta on jätettävä eristämään pohjaa (Selin 1999). Luonnonravintolammikoilla voi

olla monimuotoisuuden kannalta merkitystä, jos esimerkiksi vesilinnut löytävät alueelta pesintä- ja elinalueen tai ravintoa tai laajentavat reviiriään lähellä sijaitsevilta kosteikoilta (Selin 1999; Salo & Savolainen 2008). Luonnonravintolammikon monimuotoisuusarvoja voikin edesauttaa lammikon läheinen sijainti monimuotoisuudeltaan rikkaisiin kosteikoihin nähden.

Suonpohjan soistamisella viitataan ennallistamistoimenpiteisiin eli entisen tuotantoalueen suoksi palauttamiseen suonpohjan vedenpintaa nostamalla (Salo & Savolainen 2008). Ennen turpeenostoa vallinneen suotyypin palauttaminen noston loputtua on kuitenkin usein käytännössä mahdotonta (Ojanen ym. 2020), ja suonpohjalle kehittyvä lajisto usein poikkeaa alkuperäisestä suolajistosta (kts. mm. Tolvanen ym. 2018). Vaikka suokasvilajiston palaaminen alueelle kestää jopa kymmeniä vuosia, hyvin nopeasti vedenpinnan nousun jälkeen suonpohja tarjoaa vesikasveille ja rahkasammalille kasvualustan (mm. Vasander 1999; Salo & Savolainen 2008). Kasvillisuuden leviäminen ennallistetuille soille tai kosteikoille on nopeampaa ja todennäköisempää silloin, jos vain osa turpeesta on nostettu ja lähialueilla on jo valmiiksi suokasveja ns. laji-pankkeina (Selin 1999; Vasander 1999).

Suonpohjien ennallistamista takaisin suoksi on tutkittu erityisesti Kanadassa ja Virossa (esim. Cobbaert ym. 2004; Karofeld 2020). Vedennoston ansiosta ennallistaminen voi tapahtua osin itsestään. Vesihyönteiset, kuten sudenkorennot, palaavat alueelle ennallistamistoimien jälkeen (esim. Remm & Sushko 2018). Ennallistaminen voi vaatia myös rahkasammaleen aktiivista palauttamista suonpohjalle. Rahkasammaleen aktiivisella palauttamisella vähennetään metaanipäästöjä sekä käynnistetään turpeen muodostuminen (esim. Putkinen ym. 2018). Rahkasammaleen palauttaminen voi olla tarpeen myös siitä riippuvien eliölaajien selviytymiselle (esim. Więcek ym. 2013). Esimerkiksi Virossa on tutkittu ennallistamisen vaikutusta mm. rahkasammaleen kasvuun (Karofeld ym. 2020).

Koska kosteikot yleisesti ottaen hidastavat vedenkiertoa, ravinnekuorma ympäröiviin vesistöihin voi vähentyä etenkin, kun kosteikot voivat estää myös turvetta hajoamasta (Korhonen ym. 2021). Ennallistetuilla kosteikoilla muodostuu

myös uutta turvetta (mm. Salo & Savolainen 2008). Kosteikko sitoo näin tehokkaasti ravinteita, mikä lisää kosteikoiden merkitystä ympäröivien alueiden monimuotoisuudelle. Tehokkuuteen vaikuttavat kuitenkin muun muassa kosteikon muoto ja pinta-ala (Alhainen ym. 2015). Kosteikon pitkä ja riittävän leveä muoto lisää veden viipymistä, mikä mahdollistaa kasvien tehokkaan ravinteiden sitomisen. Toisaalta riista- ja lintukosteikoilla riistanruokinta metsästystarkoituksessa esimerkiksi viljalla voi lisätä ravinnekuormitusta (Alhainen ym. 2015). Kosteikkoalueille on voinut tulla myös uhanalaisia lajeja, jotka vaikuttavat lähialueiden toiminnan ympäristöluupiin (viittaus keskusteluun maanomistajan kanssa).

3.4 Kosteikkoviljelyssä kasvatetaan sammuja, suomarjoja ja lyhytkiertoisia biomassoja

Kosteikkoviljelyllä viitataan viljelytoimenpiteisiin uudelleen vetetyillä tai märillä suonpohjilla (Naukkarinen 2021). Kosteikkoviljelyä ei sinänsä käsitteenä ole sidottu vain suonpohjille. Turvemaiden tavanomainen peltoviljely vaatii maaperän kuivatuksen ojituksella, mutta kosteikkoviljelyssä vedenpinnan taso säilytetään korkeampana. Kosteikkoviljelyn vedenpinnan tason määritelmässä on kuitenkin eroja (mm. Miettinen ym. 2020; Naukkarinen 2021). Kosteikkoviljelyssä vedenpinnan taso säilynee useimmiten maanpinnan alapuolella tai vähintään turpeen pinnan tasolla (mm. Lumme ym. 2013), korkeammalla kuin tavanomaisessa turvepeltojen viljelyssä. Kosteikkoviljelyyn voivat kuulua myös ajoittaiset tulvitukset tai kuivatukset, joissa pohjaveden pintaa nostetaan hetkellisesti korkeammaksi tai lasketaan alemmaksi (mm. karpalon viljelyssä, Kieksi & Salo 1996).

Useimmiten kosteikkoviljelyn tavoitteena on energia-, ravinto- tai lääkekasvien viljely. Yleisimpiä viljeltäviä lajeja ovat esimerkiksi ruokohelpi (*Phalaris arundinacea*) ja järviruoko (*Phragmites australis*) (mm. Perälä ym. 2005; Salo & Savolainen 2008; Korhonen ym. 2021; Naukkarinen 2021). Myös rahkasammalien (*Sphagnum*) ja suomarjojen kuten pensaskarpalon (*Vaccinium macrocarpon* Ait.) viljelyä on kokeiltu (mm. Kieksi & Salo 1999; Naukkarinen 2021). Toisinaan myös pajun kasvatusta on luokiteltu

kuuluvaksi kosteikkoviljelyyn (mm. Naukkarinen 2021), mutta pajusatojen on osoitettu olevan parempia pajun kasvaessa kuivatetussa pohjassa kuten pellossa.

Turvetuotannosta vapautuvien alueiden kosteikkoviljelyn ympäristö- ja monimuotoisuusvaikutuksista on tarjolla melko vähän tietoa. Räsänen ym. (2023) toteavat, että kosteikkoviljelyn vaikutuksia suonpohjilla ei ole tutkittu kattavasti ja aidosti nostetulla vedenpinnalla tapahtuvaa viljelyä käsitellään lähinnä rahkasammaleen kasvatuksen yhteydessä. Tutkimuksia on tehty enemmän turveilla sijaitsevien kuivattujen maatalousalueiden muuttamisesta kosteikkoviljelyalueiksi (ks. esim. Joosten ym. 2016). Esimerkiksi Saksassa on tutkittu tällaisten alueiden monimuotoisuusvaikutuksia, ja todettu, että eliöstö muuttuu kuivan maan lajistosta enemmän kosteikkolajiston suuntaan (Tanneberger ym. 2022). Tanneberger ym. (2022) toteavat kuitenkin, että kosteikkoviljelyn alueen monimuotoisuutta ei pitäisi verrata vastaavan luonnontilaisen suon monimuotoisuuteen, vaan pikemminkin tilaan ennen vedennostoa tai alueisiin, jotka ovat aktiivisessa turvetuotannossa.

Kosteikkoviljelyn monimuotoisuusvaikutuksista Suomessa ei vielä löydy tutkimustietoa, toisin kuin esimerkiksi kosteikkoviljelyn ilmastovaikutuksista eli sen hiilen sidonnasta ja varastoinnista (mm. Lahtinen ym. 2022). Kosteikkoviljelyyn maan tuleekin olla riittävän märkää, jotta olemassa oleva turvekerros säilyy ja sen kertyminen mahdollistuu (Naukkarinen 2021). Jotta turve säilyisi myös sadonkorjuussa, kosteikkoviljelyssä viljellään kasveja, joista hyödynnetään vain maanpäällinen biomassa. Kosteikkoviljelyn monimuotoisuusvaikutukset vaikuttavat selkeästi riippuvan viljeltävän lajin ominaisuuksista ja viljelyn edellyttämistä toimenpiteistä. Yleisesti ottaen kosteikkoviljely voi edistää luonnon monimuotoisuutta lisätessään suonpohjien lajistoa (mm. Naukkarinen 2021). Samoin kuten metsän ja lyhytkiertopuiden kasvatuksessa, pintamaan kasvittuminen sitoo tehokkaasti ravinteita ja toisaalta vähentää eroosiota. Kosteikkoviljelyyn liittyvä lannoitus voi lisätä pintakasvillisuuden peittävyyttä ja siten ravinteiden sitomisen tehokkuutta. Koska viljelyyn käytettäviä alueita ei useinkaan ole tarvetta ojittaa, kosteikkoviljelystä ei ole katsottu koituvan myöskään merkittäviä

vesistö päästöjä (mm. Korhonen ym. 2021; Naukkarinen 2021). Toisaalta tietoa kosteikkoviljelyn vesistövaikutuksista on erittäin vähän ja arviot vesistöhuuhtoumista ovat vielä oletuksia. Korkea vedenpinnan taso voi myös edesauttaa ravinteiden liikkeellelähtöä, jota on todettu mm. ennallistetuilta metsäojitetuilta soilta (esim. Koskinen ym. 2017). Verratessa paljaisiin suonpohjiin, kosteikkoviljelyala tarjonnee myös useammalle lintu- nisäkäs- ja hyönteislajille elinympäristön.

Suomessa rahkasammalen viljelyä suonpohjilla vasta tutkitaan (Lumme ym. 2013; Korhonen ym. 2021; Ympäristöministeriö 2022), ja muuallakin viljely on ollut vielä tutkimukseen tähtäävää (mm. Gaudig ym. 2013; Oestmann ym. 2021), pienimuotoista, tai liittynyt pääasiassa suonpohjan kasvillisuuden ennallistamiseen (mm. Quilty & Rochefort 2003; Irish Peatland Conservation Council 2022). Rahkasammal uusiutuu noin vuosikymmenessä ja korjuu tehdään noin 30 vuoden välein. Esimerkiksi Saksassa viljelyä on tehty suonpohjien ohella myös turvepelloilla, ja vaikka alueita on runsaasti käytettäviksi, sammalen kasvatus vaatisi näillä kohteilla mittavia muokkaustöitä ja kastelua riittävän vedenpinnan takaamiseksi (Gaudig ym. 2013). Lisäksi rikkaruohojen leviämisen estämiseksi viljelmät voi olla syytä perustaa mahdollisimman kauas esimerkiksi maatalousmaista.

Nykyisin Suomessa rahkasammaleen korjuuta tehdään pienimuotoisesti lähinnä luonnontilansa menettäneiltä ojitetuilta soilta. Ympäristöministeriön yhteistyöryhmän loppuraportissa (2022) korjuun monimuotoisuusvaikutukset on sidottu soiden luonnonarvojen säilymiseen. Suonpohjilla luonnon monimuotoisuuden taso on eri tasolla kuin muuten korjuuseen sovellettavilla soilla, ja sammalen viljely luonnonarvoiltaan vaatimattomilla suonpohjilla soiden sijaan voisi näin auttaa säilyttämään luonnontilaisten soiden luontoarvot. Sammalen viljelyä ja korjuuta suonpohjilla voidaan pitää kestäväenä suonpohjien käyttönä (kts. myös Gaudig ym. 2013). Lisäksi rahkasammalen viljelyssä pitkät korjuuvälit voivat edesauttaa muun suokasvillisuuden kehitystä suonpohjille (mm. Schmilewski & Köbbing 2016). Korjuuiden välissä muodostuva elinympäristö suokasvillisuuksineen (mm. tupasvilla *Eriophorum vaginatum*) voi tarjota elinalueen monelle suolajille

(mm. Gaudig 2008).

Suomessa suomarjojen kosteikkoviljelyä on kokeiltu pääosin karpalolla (mm. Kieksi & Salo 1996; Naukkarinen 2021). Esimerkkiä on otettu Amerikasta, jossa karpalon kasvuedellytyksiä on tutkittu pitkään (Quinty & Rochefort 2003). Karpaloviljelmiä on perustettu pelloille ja suonpohjille levittämällä karpalon rönsyjä tai pistokkaita, jotka painetaan maahan esimerkiksi lautasjyrällä (Kieksi & Salo 1996) tai ajamalla niiden yli traktorilla (Tikkanen 2020). Karpalon sadonkorjuu, talvehtiminen sekä karpalopetien suojaus edellyttävät ajoittaista viljelyalan tulvitamista (mm. Kieksi & Salo 1996).

Vaikka Suomessa vahvaan rahkasammal-kasvustoon istutetut venäläislajikkeen karpalot ovat olleet satoisia (Naukkarinen 2021), esimerkiksi pensaskarpalon (*Vaccinium macrocarpon*, myös amerikankarpalo) viljelyyn kasvukausi on Suomessa ollut liian lyhyt (Tikkanen 2020). Myös Virossa kasvukauden pituus on tuottanut ongelmia karpalon viljelylle (Kieksi & Salo 1996), vaikka turvetuotantoalueilla tehdyillä viljelmillä onkin saatu jo hyviä tuloksia paikallisilla lajikkeilla (Naukkarinen 2021). Suomessa tehdyissä suonpohjien viljelykokeissa haasteena on ollut esimerkiksi rikkakasvien ja erilaisten sammalten leviäminen, mikä on toisaalta lisännyt viljelmien lajirikkautta mutta kenties korostanut tarvetta torjunta-aineille (Kieksi & Salo 1996). Suomessa suomarjojen viljelyn vaikutuksista monimuotoisuuteen ei ole juurikaan tämän enempää tietoa – Toisaalta esimerkiksi Liettuassa viljellyn ei-paikallisen karpalolajikkeen mahdollinen leviäminen ympäröivään luontoon on nähty riskinä monimuotoisuudelle (Gudžinskas ym. 2014; Naukkarinen 2021).

Ruokohelpeä on viljelty polttoaineeksi ja sel-lun raaka-aineeksi (Perälä ym. 2005) ja toisinaan myös karjan kuivikkeeksi tai kasvihuoneiden kasvualustamateriaaliksi (Miettinen ym. 2020). Suonpohjilla kasvatetun ruokohelven käyttöä on tutkittu myös biokaasuntuotantoa varten (Laasaseno 2019; Laasaseno ym. 2020). Ruokohelven viljely onnistuu hyvin multa- ja turvemailloilla (Salo & Savolainen 2008). Monivuotinen luonnonvarainen heinäkasvi sietää hyvin sekä kuivuutta että vedenpinnan nousua, ja käyttää tehokkaasti maapohjan ravinteita (Selin

1999). Vaikka viljelmät voivat vaatia suonpohjien ojen kunnostusta, kivien ja kantojen poistoa ja usein lannoitusta, yleensä viljely ei edellytä torjunta-aineiden käyttöä (Perälä ym. 2005; Salo & Savolainen 2008). Myös lannoituksen tarpeeseen voidaan vaikuttaa lannoitus suunnitelmilla ja hyödyntämällä alueita esimerkiksi ylivuotokenttinä (Perälä ym. 2005; Selin 1999). Yksi kylvä voi tuottaa satoa toistakymmentä vuotta (Perälä ym. 2005; Salo & Savolainen 2008).

Järviruokoa voidaan verrata energiakasvina ruokohelpeen (Komulainen ym. 2008). Järviruo'on viljelystä on kuitenkin heikommin tietoa, sillä järviruokoa on toisinaan koettu olevan haitaksi asti luontaisilla rannoillakin (Komulainen ym. 2008). Sekä järviruoko ja ruokohelpi esiintyvät luonnossa järvien läheisyydessä ja avoimilla kosteilla paikoilla. Vetetyille suonpohjille järviruoko voi ilmestyä jopa itsestään, mutta tehokkain lisäys viljelytarkoituksessa tapahtuu juurakoista (Naukkarinen 2021). Tuottoisa heinäkasvi kasvaa ravinteiltaan erityyppisissä kohteissa, mutta paras tulos saadaan ravinnerikkaalla paikalla. Kasvi sietää myös hieman kuivuutta, vaikka tarvitsee pääasiassa kostean kasvualustan.

Ruokohelven ja järviruo'on monimuotoisuusvaikutukset ovat kahtalaiset: Esimerkiksi ruokohelpi peittää tumman suonpohjan nopeasti saaden maiseman peltomaiseksi (Salo & Savolainen 2008). Kasvipeitto vähentää eroosiota ja kohentaa ja kuohkeuttaa maan rakennetta (Pahkala ym. 2002). Sekä ruokohelpeä että järviruokoviljelmien hyvä ravinteidenotto kyky voi auttaa myös vähentämään ravinnekuormitusta (mm. Pahkala ym. 2002; Salo & Savolainen 2008; Geurts ym. 2020; Naukkarinen 2021). Luonnossa kasvustot voivat myös parhaimmillaan tarjota suojaa ja ravintoa monelle rantojen eläin- ja lintulajille (mm. Ekstam 2007). Toisaalta usein laajoissa yhden kasvilajin hallitsemisissa kasviesiintymisissä muiden lajien menestyminen on heikkoa (mm. Ekstam 2007; Komulainen ym. 2008). Viljelyn monokulttuurien onkin toisinaan katsottu heikentävän monimuotoisuutta (mm. Kortesoja ym. 2022). Esimerkiksi ruokohelven tapauksessa kosteikkoviljelyn on epäilty tuottavan negatiivisia vaikutuksia lisäksi maisemaan ja virkistykseen, jos vaihtoehtoina on muita jälkikäyttömuotoja (Laine ym. 2022). Maatalouden viljelykäyttöön

verrattuna kosteikkoviljelyn vaikutukset voivat olla kuitenkin myönteisempiä. Tutkimukset energiakasvien viljelystä maatalousmaalla osoittavat (mm. ruokohelven ja pajun) energiaviljelyn joko hieman parantavan avoimen maatalousalueen monimuotoisuutta tai pitävän sen samanlaisena (mm. Börjesson 1999). Energiakasvien viljely voi esimerkiksi lisätä esiintyvien lintulajien määrää suhteessa maatalousmaihin.

3.5 Maatalouskäytössä suonpohjat tuottavat nurmea tai viljaa

Rajanveto suonpohjien kosteikkoviljelyn ja maatalouskäyttöön kuuluvan viljelyn välillä on toisinaan haasteellista. Kosteikkoviljely voikin kuulua maatalouskäytön alle, jos viljeltävä laji on esimerkiksi tarkoitettu maatalouskäyttöön tulevan tuotteen raaka-aineeksi tai rehuksi. Toisaalta esimerkiksi ruokohelven viljely energiakasvina luetaan usein maatalouden peltoviljelyksi (kts. Kittamaa & Tolvanen 2013). Samalla esimerkiksi PTT:n raportissa maatalouden kosteikkoviljelyyn on viitattu eräänlaisena maatalouden ympäristönhoitotoimena tavanomaisten maatalouden viljelykohteiden ohella (Kortesoja ym. 2022), varsinkin kun kosteikkoviljelytuotteille ei ole vielä juurikaan vakiintuneita markkinoita. Viljojen ja nurmikasvien viljely erottuu myös selkeästi kosteikkoviljelystä siinä, että ne vaativat selvästi kosteikkoviljelyn kriteerejä alhaisempaa vedenpinnan tasoa. Tässä raportissa viitataan kuitenkin suonpohjien maatalouden viljelykäytöllä tavanomaisempien nurmilajien ja viljan viljelyyn.

Suonpohjat voivat sopia hyvin rehun ja viljan tuotantoon, jos suonpohjan ravinnetalous on mahdollista korjata lannoituksella ja kalkituksella ja pohjamaa on hietamaata tai keskikarkeaa moreenia (Salo & Savolainen 2008). Viljanviljelyn onnistumisesta on kuitenkin vaihtelevia tuloksia (mm. Lamminen ym. 2005; Salo & Savolainen 2008). Viljely voi alkuun edellyttää myös kuivastusta ja pinnanmuotoilua. Jos turvetta on paksusti, pintaa joutuu usein sekoittamaan kivennäismaan kanssa. Suonpohjan mahdollinen kivisyys ja liiallinen moreenipitoisuus voivat rajoittaa suonpohjien maatalouskäyttöä (Perälä ym. 2005), mutta toisaalta rikkaruohottomuus, tasaisuus ja yhtenäisyys yleensä ovat eduksi viljelmien pe-

rustamiselle (Salo & Savolainen 2008; Luhtala 2021). Samoin suonpohjien lannoittamattomuus ja puhtaus erilaisista torjunta-aineista edistävät maatalouden viljelykäytön ja jopa erikoisviljelyn (mm. luomuviljely, marjat) aloittamista suonpohjilla (mm. Perälä ym. 2005). Karjan laidunalueeksi alueet sopivat luultavasti hyvin, vaikka perustamisvaiheessa maaperä voi vaatia tavanomaista mittavampaa lannoitusta (Salo & Savolainen 2008).

Jälkikäyttövaihtoehdoista pelto- ja erikoiskasvien viljelyllä sekä karjalaidun laidunuskäytöllä on vähiten myönteistä vaikutusta monimuotoisuuteen (Kittamaa & Tolvanen 2013). Suonpohjille perustetun pelto- tai viljely-ympäristön monimuotoisuus ja lajirikkaus riippuvat viljelytavasta, vaikka uusia peltoalueita pidetään lajistoltaan yleisesti vaatimattomina (Luonnontila.fi 2013b). Toisaalta suonpohjien käyttöönnotto voi välillisesti edistää monimuotoisuuden ylläpitoa muualla, jos vältetään pellonraivauksen tarve luonnontilaisemmillä alueilla. Viljelyyn olennaisesti kuuluva maanmuokkaus lisää eroosiota ja huuhtoumaa ympäristöön, mutta toisaalta sen vähentäminen esimerkiksi nurmenviljelyssä lisää torjunta-aineiden tarvetta, supistaa viljeltävien lajien valikoimaa ja saattaa edistää fosforin kerääntymistä ja huuhtoutumista (Kärkkäinen ym. 2019). Maatalouskäyttöä voi myös seurata maaperän päästöjen nousu (Ojanen ym. 2020; Lehtonen ym. 2021; Korhonen ym. 2021). Toisaalta monivuotisen nurmen viljely pitää maan kasvittuneena jopa muutamia vuosia kerrallaan, minkä on todettu peltoviljelyssä ehkäisevän eroosiota ja huuhtoumaa (mm. Kortesoja ym. 2022). Monivuotisten kasvien viljelyalan lisääminen yhdessä viljelykierron monipuolistamisen kanssa voisivatkin edistää maatalousympäristöjen monimuotoisuutta (kts. mm. Kortesoja ym. 2022; Laine ym. 2022), ainakin verratessa yksivuotisten kasvien viljelyyn suonpohjilla. Viljelykierron monipuolistaminen viittaa esimerkiksi useampien lajien viljelyyn samalla alalla eri vuosina. Toisaalta suonpohjan ominaisuudet saattavat rajoittaa viljeltävien lajien valikoimaa.

Ulkoisesti suonpohja muuttuu normaalin pellon kaltaiseksi yleensä muutaman vuoden kuluessa esimerkiksi nurmiviljelyn aloituksesta (Salo & Savolainen 2008). Näin ollen paikallinen

lajisto muuttunee melko nopeasti maatalousympäristön lajistoksi. Koko Suomen tunnetusta lajistosta noin kuudennes käyttää maatalousympäristöjä ensisijaisena elinympäristönään, mutta lajistoltaan runsaimpia elinympäristöjä ovat juuri viljelykäytön ulkopuolella olevat reunavyöhykkeet ja perinnemaisemat (Luonnontila.fi 2014). Varsinaisilla viljelymailla uhanalaisia lintu-, nisäkä- ja hyönteislajeja onkin vain muutamia (Luonnontila.fi 2013a). Siksi peltoviljelyyn otettavan suonpohjan merkitys voi korostua piennarlajien elinympäristönä (Luonnontila.fi 2013b), vaikka viljelyalan monimuotoisuus riippunee paljon myös ympäröivien alueiden ja muun miljööän rakenteesta. Esimerkiksi kesannot, peltomosaiikit, säästökaistaleet sekä muut maisemaan vaihtelua tuovat rakennepiirteet lisäävät maatalousympäristöjen monimuotoisuutta (Kortesoja ym. 2022) tarjoamalla useammalle lajille elinympäristöjä. Kukkivien kasvien viljely, erillisten kukkakais-tojen perustaminen tai sekaviljely voivat auttaa pölyttäjiä ja muita hyönteisiä, jotka voivat peltoviljelyaloilla kärsiä paikallisesti käytettävistä rikkakasvien ja tuhohyönteisten torjunta-aineista (mm. Kortesoja ym. 2022).

4. Olemassa olevien indikaattoreiden soveltuvuus käytöstä poistuvien suonpohjien jälkikäytön monimuotoisuuden arvioimiseen

Verrattaessa suonpohjien jälkikäyttövaihtoehtojen muodostamia elinympäristöjä esimerkiksi Auvisen ja Toivosen (2006) indikaattorikokoelman metsä-, suo-, ranta-, sisävesi-, ja maatalouselinympäristötyyppeihin, eivät jälkikäyttökohteiden muodostamat elinympäristöt täysin vastaa näitä. Siksi tässä koosteessa kuvatut monimuotoisuuden indikaattorit soveltuvat jälkikäyttövaihtoehtojen tarkasteluun vaihtelevissa määrin. Esimerkiksi metsitetyille suonpohjille metsien indikaattorit soveltuvat varsin hyvin, sillä tavoitteellinen metsitys voi johtaa tyyppillisen oloiseen talousmetsään, joilla metsien indikaattoreita tavallistekin tarkastellaan. Metsitetyillä suonpohjilla indikaattorien tarkastelu todennäköisesti myös helpottuu ja indikaattorien soveltuvuus paranee metsän kehityssä.

Suonpohjien jälkikäyttömuotojen monimuotoisuusvaikutuksia paikallisen lajiston runsauteen on tarkasteltu jonkin verran. Lajistossa tapahtuvat muutokset ovatkin usein helpoimmin havaittavissa olevia seurauksia ympäristössä tapahtuneista muutoksista. Tässä esitetyt jälkikäyttökohteet voivat olla monimuotoisuudeltaan rikkaampia verrattaessa paljaisiin suonpohjiin tai turvetuotantoalueisiin. Kaikille tarkastelluille jälkikäyttömuodoille on yhteistä, että ne parhaimmillaan lisäävät lajistoa, ja niillä voidaan vaikuttaa maiseman monipuolisuuteen ja vaihteluun. Suonpohjan alkuperäiseen suotyyppiin ja elinympäristöön nähden monimuotoisuus on kuitenkin erilaista, sillä esimerkiksi lajisto eroaa kaikissa vaihtoehtoissa alkuperäisestä suolajistosta. Jokaisen jälkikäyttövaihtoehdon monimuotoisuus riippuu lisäksi tehdyistä toimenpidevalinnoista, ympäristön ominaisuuksista sekä alueen monimuotoisuusarvoista kokonaisuutena.

Kosteikkojen sijoittaminen monimuotoisuuskoosteen elinympäristöihin on haasteellista, sillä kosteikkoekosysteemeissä yhdistyvät avoveden ja kiinteän maan ominaisuudet. Esimerkiksi Auvisen ja Toivosen koosteessa (2006) kosteikkoja ei ole luokiteltu omiksi luontotyypeikseen, vaan lintuvesien tai kosteikkojen perustaminen ja kunnostaminen on määritetty omana rantojen indikaattorinaan, kuten turvetuotannon jälkikäyttökäytön soiden indikaattorina. Soiden, rantojen ja osin myös sisävesien luontotyyppien muodostaman viitekehysten indikaattorit tätä ja soiden jälkikäyttöä lukuun ottamatta voivat toisaalta soveltua kuvaamaan myös kosteikkojen monimuotoisuutta.

Kosteikot vaikuttavat lajirunsaudeltaan monimuotoisimmalta jälkikäyttövaihtoehdolta, ja aikaansaavan myönteisiä vaikutuksia nopeimmin, mutta myös metsitetyt suonpohjat lisäävät näkyvästi maiseman ja suonpohjan monimuotoisuutta. Metsitetyiltä suonpohjilta puuttuvat kuitenkin todennäköisesti alkuun metsien monimuotoisuuden kannalta yleisesti tärkeinä pidetyt piirteet kuten lahopuusto (kts. mm. Parviainen & Västilä 2011). Toisaalta jäännösturpeesta nousevat tuhansia vuosia vanhat liekopuut voivat lisätä suonpohjien lahopuuston määrää, mutta aiheesta ei ole tarkempaa tutkimustietoa. Talousmetsissä lahopuuston kehitystä voidaan kuitenkin aktiivisilla

valinnoilla edistää ja muodostaa samoin kuten monimuotoisuutta edistävää kerroksellisuutta ja sekapuustoisuutta (mm. Maa- ja metsätalousministeriö 2022a).

Lyhytkiertopuiden kasvatukseen metsiin kohdistetut indikaattorit soveltuvat sen sijaan todennäköisesti heikommin. Lyhytkiertopuuvielmät ovat toki puunkasvatusta kuivatetulla suonpohjalla, mutta viljelmien luokittelu tavanomaiseksi metsäksi on häilyvä niiden suhteellisen matalan ja tiheikkömäisen kasvutavan vuoksi. Lyhytkiertoviljelmillä metsien monimuotoisuutta kuvaavien indikaattorien sijaan kuvaavampia indikaattoreita saattavatkin olla maatalousympäristöjen indikaattorit, vaikka nekään eivät aivan sellaisenaan sovellu käytettäväksi. Lyhytkiertopuiden kasvatus, ruokohelven ja järviruo'on kosteikkoviljely ja maatalouden viljely näyttävät kirjallisuudessa monokulttuurien viljelynä, johon usein kohdistetaan heikommin myönteisiä monimuotoisuusvaikutuksia. Tästä huolimatta viljely vaikuttaa kehittävän suonpohjien lajistoa kohti maatalousympäristölle tai lehtisekametsille tyypillisiä lajeja.

Suonpohjilla voidaan tehdä maataloudessa hyödynnettyjä toimia monimuotoisuuden edistämiseksi, kuten kiinnittää huomiota viljelylajikkeisiin, pientareiden hoitoon, sadonkorjuutekniikkaan ja aikatauluun sekä torjunta-aineiden käyttöön. Maatalousympäristöiksi verrattavilla alueilla myönteisten monimuotoisuusvaikutusten saavuttaminen voi edellyttää merkittäviäkin toimenpiteitä kuten torjunta-aineista luopumista ja piennarlajien elinympäristöjen rakentamista ja säästämistä. Ympäröivän miljöön ominaisuudet huomioiden viljelyyn liittyvillä valinnoilla on kuitenkin mahdollista edistää monimuotoisuutta myös maiseman tasolla. Viljelmillä voikin olla merkittävää arvoa ympäröiville elinympäristöille ja monimuotoisuudelle ravinteiden sitomisen kautta, samoin kuten kosteikoilla ja metsitetyillä suonpohjilla.

Koska suonpohjien maatalouskäyttö ja (kosteikkoviljelyyn kuuluvien) ruokohelven ja järviruo'on viljely muuttavat ympäristön nopeasti peltomaisemaksi, maatalousympäristöjen indikaattorit lienevät melko soveltuvia myös näiden käyttömuotojen monimuotoisuuden arviointiin. Muihin kosteikkoviljelyn muotoihin sen sijaan

sovellettavuus voi olla vaikeaa, sillä esimerkiksi maaperän kosteusolot, viljeltävä aines ja muu lajisto näiden seurauksena eroavat perinteisempien maatalousympäristöjen vastaavista. Esimerkiksi suomarjojen ja rahkasammalien viljelyä on hyvin hankala sovittaa maatalouden peltoviljelyn viitekehykseen. Toisaalta soilla sovellettavat monimuotoisuuden mittarit voivat sopia hyvinkin näille viljelyaloille, vaikka kirjallisuudesta ei tarkoin käy selville esimerkiksi millaisia lajeja sammalten ja suomarjojen viljelyaloilla viihtyy. Oletettavaa kuitenkin on, että ympäristö muistutane enemmän suoympäristöä kuin maatalouden viljelyalaa.

Muutokset lajistossa, joita tämänhetkinen suonpohjien monimuotoisuutta koskeva kirjallisuus pääosin kuvailee, vastaavat DPSIR-viitekehyyksessä luontotyypin tilaa (S) ja siihen kohdistuvia vaikutuksia (I) kuvaavia indikaattoreita. Yksittäisten kohteiden monimuotoisuusvaikutusten tarkastelussa vaikuttaa korostuvan kuitenkin kokonaisuuden tärkeys – suonpohjan monimuotoisuuden arvioinnissa tulisi huomioida suonpohjan jälkikäytöstä seuranneiden ominaisuuksien lisäksi myös ympäröivän alueen ominaisuudet ja eri tekijöiden vaikutukset monimuotoisuuden kokonaiskuvaan. P- ja R- tason indikaattorit, jotka osoittavat monimuotoisuuteen vaikuttavia syy-seuraussuhteita, korostunevat juuri silloin kun tarkastellaan suonpohjan monimuotoisuutta kokonaisuutena yhdessä ympäröivän luonnon ja maankäyttömuotojen kanssa.

5. Johtopäätökset

Tutkimusta ja tietoa turvetuotannosta vapautuvien suonpohjien eri jälkikäyttövaihtoehtojen monimuotoisuusvaikutuksista tarvitaan selkeästi lisää. Suonpohjan omistajan päätöksenteon tueksi tyypilliseen metsä-, ranta-, suo-, sisävesi-, ja maatalousympäristöihin perustuvaan jakoon (tai DPSIR-viitekehykseen) luokitellut monimuotoisuusindikaattorit sopivat myös vaihtelevasti, eikä niistä välttämättä ole avustamaan vertailua eri vaihtoehtojen välillä. Toisaalta suonpohjan omistaja voi hyödyntää indikaattoreiden tarjoamaa tietoa siitä, miten monimuotoisuus ilmenee eri elinympäristöissä ja kuinka sitä voidaan edistää erilaisilla toimenpiteillä.

Kun valinta jälkikäytöstä on tehty, indikaattorit voivat myös avustaa monimuotoisuuden tukemisessa. P- ja R-tason indikaattorit voivat antaa hyvää näkökulmaa niistä kokonaisuuteen vaikuttavista toimenpiteistä, joilla voi edistää suonpohjien monimuotoisuutta. Jos esimerkiksi metsitetyn suonpohjan ympäristössä talousmetsien luonnonhoitotoimenpiteitä (R) ei ole juurikaan tehty, suonpohjan omistaja voi lisätä alueen tasolla monimuotoisuutta lisäämällä näitä toimenpiteitä.

Turvetuotantoalueille sopii harvoin vain yksi jälkikäyttömuoto. Siten eri jälkikäyttömuotojen muodostama mosaiikki voi tukea monimuotoisuutta monella eri tasolla. Suomessa on koettu monimuotoisuuden haasteeksi elinympäristöjen pirstoutuneisuus ja kytkeytyneisyyden puute. Siten oikein valitulla jälkikäytöllä voitaisiin lisätä myös ekologisia käytäviä ja elinympäristöjen kytkeytyneisyyttä.

Turvetuotantoalueiden jälkikäyttövaihtojen selvittämiseen on tarjolla lähivuosina ennätysellisen paljon rahoitusta mm. oikeudenmukaisen siirtymän rahoituksen (JTF) kautta. Olisikin tärkeää selvittää, miten luonnon monimuotoisuus kehittyy erilaisilla turvetuotantoalueiden jälkikäyttökohteilla pitkällä aikavälillä. Samalla on kartoitettava, mitkä ovat erilaisten ennallistamis- ja jälkikäyttötoimenpiteiden kustannukset suhteessa monimuotoisuuteen.

Kiitokset

Artikkeli kirjoitettiin hankkeessa ”Suonpohjien hiilineutraali uusiokäyttö: edellytykset ja toimenpiteet (UusiSuo)”. Hanketta rahoittaa maa- ja metsätalousministeriön Nappaa hiilestä kiinni -ohjelma. Hankkeessa on mukana Itä-Suomen yliopisto, Seinäjoen ammattikorkeakoulu, Suupohjan Kuljetus Oy, Harjun Turve Oy sekä Kauhanummi Oy. Hanke toimii vuosina 2021–2023. Artikkelin on omistettu Iida Viholaisen (1990–2023) muistolle.

Kirjallisuus

Ahola, A. 2019. Raaseporinjoen luonnontilaisuus ja kasvillisuus 2019. Raportti. Raaseporin

kaupunki. 16 s.

- Alhainen, M., Niemelä, T., Siekkinen, J., Svensberg, M., Kuittinen, J., Nurmi, J., Väyrynen, H., Rautiainen, M., Väänänen, V.-M., Nummi, P., Berndtson, S. & Korhikoski, P. 2015. Kosteikko-opas. 74 s. https://kosteikko.fi/tietoa-hankkeesta-sotka/hankkeen-tausta/kotiseutukosteikko-life/hankkeen-esitteet/?doing_wp_cron=1662978338.6677439212799072265625
- Aosaar, J., Varik, M. & Uri, V. 2012. Biomass production potential of grey alder (*Alnus incana* (L.) Moench.) in Scandinavia and Eastern Europe: A review. *Biomass and bioenergy* 45: 11–26.
- Aro, L. 2022. Kasvupaikan valinta, viljelmän perustaminen ja hoito. Julkaisussa: Viherä-Aarnio, A., Jyske, T. & Beuker, E. (toim.). Pajut biokiertoaloudessa: Materiaaleja, arvoaineita, ympäristöhyötyjä. Luonnonvara- ja biotalouden tutkimus 11/2022. Luonnonvarakeskus. Helsinki. s. 19–20.
- Aro, L., Hotanen, J.-P., Nousiainen, H. 2016. Suonpohjan viljavuuden arviointi turveanalyysin, kasvillisuuskuvausten ja puuston kasvun perusteella. *Suo* 67(1). Suoseura ry, Helsinki.
- Aro, L. & Hytönen, J. 2019. Suonpohjasta metsäksi. Fenix – Suonpohjille uusi elämä -hanke. 24 s. <https://mappi.metsakeskus.fi/catalog/Mappi/t/464/viewmode=previewview>
- Auvinen, A.-P. & Toivonen, H. 2006. Biodiversiteetin seuranta ja indikaattorit. Katsaus kansainvälisiin hankkeisiin ja ehdotuksia Suomen biodiversiteettiseurannan kehittämiseksi. *Suomen ympäristö* 33. Suomen ympäristökeskus, Helsinki. 80 s.
- Auvinen A.-P., Kemppainen, E., Jäppinen, J.-P., Heliölä, J., Holmala, K., Jantunen, J., Koljonen, M.-L., Kolström, T., Lumiaro, R., Punttila, P., Venesjärvi, R., Virkkala, R. & Ahlroth, P. 2020. Suomen biodiversiteettistrategian ja toimintaohjelman 2012–2020 toteutuksen ja vaikutusten arviointi. Valtioneuvoston selvitys- ja tutkimustoiminnan julkaisusarja 2020: 36. Valtioneuvoston kanslia, Helsinki. 337 s.
- Baum, S., Bolte, A. & Weih, M. High value of short rotation coppice plantations for phyto-diversity in rural landscapes. *CGB Bioenergy*

- 4: 728–738. <https://doi.org/10.1111/j.1757-1707.2012.01162.x>
- Berg, Å. 2002. Breeding birds in short-rotation coppices on farmland in central Sweden—the importance of Salix height and adjacent habitats. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 90(3): 265–276. [https://doi.org/10.1016/S0167-8809\(01\)00212-2](https://doi.org/10.1016/S0167-8809(01)00212-2)
- Börjesson, P. 1999. Environmental effects of energy crop cultivation in Sweden: Identification and quantification. *Biomass and Bioenergy* 16(2): 137–154. [https://doi.org/10.1016/S0961-9534\(98\)00080-4](https://doi.org/10.1016/S0961-9534(98)00080-4)
- Cobbaert, D., Rochefort, L., Price, J. S. 2004. Experimental restoration of a fen plant community after peat mining. *Applied Vegetation Science* 7(2): 209–220. <https://doi.org/10.1111/j.1654-109X.2004.tb00612.x>
- Ekstam, B. 2007. Reed bed biodiversity. Teoksessa: Ikonen, I. & Hagelberg, E. (toim.). *Read up on reed!* s. 54–60.
- Finch, D., Copland, A. S., Kelly, M. & McMahon, B. J. A comparison between the butterfly communities on cutaway peatland habitats. *Irish Naturalists' Journal* 35(1): 44–49.
- FAO (Food and Agriculture Organization of the United Nations). 2022. Driver-Pressure-State-Impact-Response Framework (DPSIR). Päivitetty 2022. <https://www.fao.org/land-water/land/land-governance/land-resources-planning-toolbox/category/details/en/c/1026561/>
- Gaudig, G. 2008. Sphagnum farming in progress – experiences and perspectives. *After Wise Use – The Future of Peatlands, Proceedings of the 13th International Peat Congress: Peat In Horticulture. Sub-theme: Sphagnum farming.* s. 168–171.
- Gaudig, G., Fnegler, F., Krebs, M., Prager, A., Shulz, J., Wichmann, S. & Joosten, H. 2013. Sphagnum farming in Germany – a review of progress. *Mires and Peat* 13(14): 1–11.
- Geurts, J. J. M., Oehmke, C., Lambertini, C., Eller, F., Sorrell, B. K., Mandiola, S. R., Grootjans, A. P., Brix, H., Wichtmann, W., Lamers, L. P. M. & Fritz, C. 2020. Nutrient removal potential and biomass production by *Phragmites australis* and *Typha latifolia* on European rewetted peat and mineral soils. *Science of the Total Environment* 747: 141102. 10 s. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.141102>
- Gudžinskas, Z., Petrulaitis, L. & Arlikevičiūtė. 2014. *Vaccinium Macrocarpon* – A new alien plant species in Lithuania. *Botanica Lithuanica* 20(1): 41–45. <https://doi.org/10.2478/botlit-2014-0005>
- Halonen, A. 2018. Eliöstön monimuotoisuus rakennetuilla hulevesikosteikoilla Vihdin Nummelassa. Pro gradu -tutkielma. Helsingin yliopisto, Maa- ja metsätaloustieteellinen tiedekunta, Metsätieteiden laitos. 56 s.
- Heino, E. & Hytönen, J. 2005. Suomalainen pajukirjallisuus. Finnish bibliography on willow. Luonnonvara- ja biotalouden tutkimus 57/2015. Luonnonvarakeskus, Helsinki.
- Hildén, M., Auvinen, A-P. & Primmer, E. 2005. Suomen biodiversiteettiohjelman arviointi. Suomen ympäristö 770. Suomen ympäristökeskus, Helsinki. 251 s.
- Huotari, N., Tillman-Sutela, E. & Kubin, E. Ground vegetation has a major role in element dynamics in an ash-fertilized cut-away peatland. *Forest Ecology and Management* 261: 2081–2088. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2011.02.033>
- Hytönen, J., Aro, L., Beuker, E., Niemistö, P., Nurmi, J. & Saarsalmi, A. 2014. Hieskoivu, haapa ja leppä energiapuuna: kasvatusta, korjuu ja ominaisuudet. Teoksessa: Asikainen, A., Ilvesniemi, H. & Muhonen, T. (toim.). 2014. Bioenergiaa metsistä – Tutkimus- ja kehittämisohjelman keskeiset tulokset. *Metlan työraportteja* 289: 47–63.
- Hytönen, J. & Saarsalmi, A. 2015. Harmaaleppä energiapuuna. *Metsätieteen aikakauskirja* 3/2015: 153–164. <https://doi.org/10.14214/ma.6925>
- Hyvärinen, E., Juslén, A., Kemppainen, E., Uddström, A. & Liukko, U-M. 2019. Suomen lajien uhanalaisuus. Punainen kirja 2019. Ympäristöministeriö & Suomen ympäristökeskus. Helsinki 2019.
- Irish Peatland Conservation Council. 2022. Restoration of Industrial Cutaway Peatlands. <http://www.ipcc.ie/advice/peatland-management-diy-tool-kit/restoration-of-industrial-cutaway-peatlands/>
- Issakainen, J. & Huotari, N. 2007. Suopohjien

- metsittäminen. Metsähiisi-hanke. 12 s.
- Joosten, H., Gaudig, G., Tanneberger, F., Wichmann, S., Wichtmann, W. 2016. Paludiculture: sustainable productive use of wet and rewetted peatlands. Vol. 10. Cambridge University Press, Cambridge, UK. <https://doi.org/10.1017/CBO9781139177788.018>
- Kareksela, S., Ojanen, P., Aapala, K., Haapalehto, T., Ilmonen, J., Koskinen, M., Laiho, R., Laine, A., Maanaviija, L., Marttila, H., Minkkinen, K., Nieminen, M., Ronkanen, A.-K., Sallantausta, T., Sarkkola, S., Tolvanen, A., Tuittila, E.-S. ja Vasander, H. 2021. Soiden ennallistamisen suoluonto-, vesistö-, ja ilmasto vaikutukset. Vertaisarvioitu raportti. Suomen Luontopaneelin julkaisuja 3b/2021.
- Karofeld, E., Kaasik, A., & Vellak, K. 2020. Growth characteristics of three Sphagnum species in restored extracted peatland. *Restoration Ecology* 28(6): 1574–1583. <https://doi.org/10.1111/rec.13245>
- Kieksi, J. & Salo, K. 1996. Pensaskarpalon viljely, rikkakasvisuknessio ja rikkakasvillisuuden torjunta turvetuotannosta vapautuneella suolla. *Folia Forestalia – Metsätieteen aikakauskirja* 1996(3): 213–229. <https://doi.org/10.14214/ma.6285>
- Kittamaa, S. & Tolvanen, A. 2013. Suonpohjien jälkikäyttö Pohjois-Pohjanmaalla ja Kainuussa – esimerkkialueena Kuivaniemi. *Metlan työraportteja* 258: 112–153. <http://urn.fi/URN:ISBN:978-951-40-2412-2>
- Komulainen, M., Simi, P., Hagelberg, E., Ikonen, I. & Lyytinen, S. 2008. Ruokoenergiaa – järviruohon energiakäyttömahdollisuudet Etelä-Suomessa. *Turun ammattikorkeakoulun raportteja* 66. Turun ammattikorkeakoulu, Turku.
- Korhonen, T., Hirvonen, P., Rämetsä, J. & Karjalainen, S. 2021. Turvetyöryhmän loppuraportti. Työ- ja elinkeinoministeriön julkaisuja 2021: 24. Työ- ja elinkeinoministeriö, Helsinki. 123 s.
- Kortesoja, A., Kontiokari, V., Suominen, F., Linnamaa, P., Pessala, P., Forsman-Hugg, S., Horne, P., Aalto-Setälä, J. & Kinnunen, P. 2022. Luonnon monimuotoisuuden huomioiminen elintarvikehankinnoissa. *Raportti*. 94 s.
- Koskinen, M., Tahvanainen, T., Sarkkola, S., Menberu, M. W., Lauren, A., Sallantausta, T., Marttila, H., Ronkanen, A.-K., Parviainen, M., Tolvanen, A., Koivusalo, H., & Nieminen, M. 2017. Restoration of nutrient-rich forestry-drained peatlands poses a risk for high exports of dissolved organic carbon, nitrogen, and phosphorus. *The Science of the Total Environment* 586: 858–869. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.02.065>
- Kärkkäinen, L., Haakana, M., Heikkinen, J., Helin, J., Hirvelä, H., Jauhiainen, L., Laturi, J., Lehtonen, H., Lintunen, J., Niskanen, O., Ollila, P., Peltonen-Sainio, P., Regina, K., Salminen, O., Tuomainen, T., Uusivuori, J., Wall, A. & Packalen, T. 2019. Maankäyttösektorin toimien mahdollisuudet ilmastotavoitteiden saavuttamiseksi. Valtioneuvoston selvitys- ja tutkimustoiminnan julkaisusarja 67/2018. 68 s.
- Laasasenaho, K. 2019. Biomass Resource Allocation for Bioenergy Production on Cutaway Peatlands with Geographical Information (GI) Analyses. PhD thesis. Tampere University, Faculty of Engineering and Natural Sciences Finland. Tampere University Dissertations 191. <https://trepo.tuni.fi/bitstream/handle/10024/118517/978-952-03-13890.pdf?sequence=2&isAllowed=y> (5.12.2019)
- Laasasenaho, K., Lauhanen, R. 2022. Tuuli- ja aurinkovoima kasvattavat suosiotaan turvetuotannosta vapautuvien suonpohjien jälkikäyttömuotona: Aluetarkastelu Etelä-Pohjanmaalta. *Suo* 73(2): 27–34. <http://www.suo.fi/pdf/article10794.pdf>
- Laasasenaho, K., Palomäki, A., Lauhanen, R. 2022. Vihreän siirtymän onnistuminen ja toivotut tukimuodot: tapaustutkimuksena turveyrittäjät. Teoksessa: Varamäki, E., Joensuu-Salo, S., Viljamaa, A. (toim.). *SeAMK-SAMK Tutkimusfoorumi 2022. Seinäjoen ammattikorkeakoulun julkaisusarja B. Raportteja ja selvityksiä* 178. <https://urn.fi/URN:NBN:fi-fe2022122873920>
- Laasasenaho K, Lensu A, Rintala J, Lauhanen R. 2017. Landowner's willingness to promote bioenergy production on wasteland – future impact on land use of cutaway peat production areas. *Land Use Policy* 69: 167–175. <https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2017.02.011>

- doi.org/10.1016/j.landusepol.2017.09.010
 Laasasenaho K, Renzi F, Karjalainen H, Kaparaju P, Rintala J, Konttinen J. 2022. Biogas and combustion potential of fresh reed canary grass grown on cutover peatland. *Mires and Peat* 26: 10. <https://doi.org/10.19189/MaP.2019.OMB.StA.1786>
- Lahtinen, L., Mattila, T., Myllyviita, T., Seppälä, J. & Vasander, H. 2022. Effects of paludiculture products on reducing greenhouse gas emissions from agricultural peatlands. *Ecological Engineering* 175: 106502. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2021.106502>
- Laine, A., Raivio, T., Linnamaa, P., Kuusela-Opas, E., Mäntylä, I., Viertiö, V. & Kontiokari, V. 2022. Maankäyttösektorin ilmastosuunnitelman ympäristöselostus. Gaia Consulting Oy. 169 s.
- Lamminen, P., Iso-lahti, M. & Huuskonen, A. 2005. Turvesoiden jatkokäyttö kotieläintuotannossa. MTT:n selvityksiä 101. 31 s.
- Lauhanen, R., Laasasenaho, K., Pappinen, A. & Kuittinen, S. 2022. UusiSuo –turpeiden ravinteet. [PowerPoint -esitys].
- Lehtonen, A., Aro, L., Haakana, M., Haikarainen, S., Heikkinen, J., Huuskonen, S., Härkönen, K., Hökkä, H., Kekkonen, H., Koskela, T., Lehtonen, H., Luoranan, J., Mutanen, A., Nieminen, M., Ollila, P., Palosuo, T., Pohjanmies, T., Repo, A., Rikkinen, P., Rätty, M., Saarnio, S., Smolander, A., Soinnie, H., Tolvanen, A., Tuomainen, T., Uotila, K., Viitala, E.-J., Virkajärvi, P., Wall, A. & Mäkipää, R. 2021. Maankäyttösektorin ilmastotoimenpiteet: Arvio päästövähennysmahdollisuuksista. Luonnonvara- ja biotalouden tutkimus 7/2021. Luonnonvarakeskus. Helsinki. 121 s.
- Luhtala, M. 2021. Peltoviljely entisellä turvetuotantoalueella – viljelijän opas. EPV Bioturve Oy. 22 s. <https://www.theseus.fi/bitstream/handle/10024/499804/Peltoviljely%20entisell%c3%a4%20turvetuotantoalueella%20-%20opas%20-MLU%202021.pdf?sequence=3&isAllowed=y>
- Lumme, I., Silvan, N. & Penttilä, T. 2014. Suosammalten viljelyn biologiasta ja ekologiasta turvemailla. Teoksessa: Asikainen, A., Ilvesniemi, H. & Muhonen, T. (toim.). Bioenergiaa metsistä – Tutkimus- ja kehittämisohjelman keskeiset tulokset. Metlan työraportteja 289:64–74. <http://urn.fi/URN:ISBN:978-951-40-2468-9>
- Luonnontila.fi. 2013a. Maatalousympäristöjen uhanalaiset lajit. Päivitetty 7.5.2013. <https://www.luonnontila.fi/fi/elinymparistot/maatalousymparistot/ma12-maatalousymparistojen-uhanalaiset-lajit>
- Luonnontila.fi. 2013b. Turvetuotantoalueiden jälkikäyttö. Päivitetty 7.5.2013. <https://www.luonnontila.fi/fi/elinymparistot/suot/su15-turvetuotantoalojen-jalkikaytto>
- Luonnontila.fi. 2014. Maatalousympäristöt. Päivitetty 24.9.2014. <https://www.luonnontila.fi/fi/elinymparistot/maatalousymparistot/>
- Luonnontila.fi. 2020. Tervetuloa Luonnontilaan! Päivitetty 27.11.2020. <https://www.luonnontila.fi/fi/etusivu/>
- Lång, K., Aro, L., Assmuth, A., Haltia, E., Hellsten, S., Larmola, T., Lempinen, H., Lindfors, L., Lohila, A., Miettinen, A., Minkkinen, K., Mylly, M., Nieminen, M., Ollikainen, M., Ojanen, P., Sarkkola, S., Sorvali, J., Seppälä, J., Tolvanen, A., Vainio, A., Wall, A. & Vesala T. 2022. Turvemaiden käytön vaihtoehdot hiilineutraalissa Suomessa. Suomen ilmastopaneelin raportti 2/2022.
- Maa- ja metsätalousministeriö. 2022a. Talusmetsien monimuotoisuus. Päivitetty 2022. <https://mmm.fi/talusbmetsien-monimuotoisuus>
- Maa- ja metsätalousministeriö. 2022b. Taantuvien riistalintujen kannat nousuun SOTKA-hankkeella. <https://mmm.fi/sotka>
- Maa- ja metsätalousministeriö. 2021. Maa- ja metsätalousministeriön luonnonvarastrategia. Uusiutuvien luonnonvarojen kestävä käyttö. MMM:n julkaisuja 8/2001. Maa- ja metsätalousministeriö. 112 s.
- Metsälaki (1093/1996). <https://www.finlex.fi/fi/laki/ajantasa/1996/19961093#L1>
- Miettinen, A., Koikkalainen, K., Silvan, N. & Lehtonen, H. 2020. Kosteikkoviljelyn päätuote turvPELLolla on päästövähennys. Käytännön Maamies 10/2020: 36–38.
- Mikola, P. 1975. Turvetuotannosta vapautuvan maan metsittäminen. *Silva Fennica* 9(2): 101–115. <https://doi.org/10.14214/sf.a14776>
- Müller, M., Klein, A-M., Scherer-Lorenzen, M., Nock, C. A., Staab, M. 2018. Tree genetic di-

- versity increases arthropod diversity in willow short rotation coppice. *Biomass and Bioenergy* 108: 338–344. <https://doi.org/10.1016/j.biombioe.2017.12.001>
- Naukkarinen, V. 2021. Kosteikkoviljelyn kasviopas. Baltic Sea Action Group. 23 s.
- Oestmann, J., Tiemeyer, B., Düvel, D., Grobe, A. & Dettmann, U. 2022. Greenhouse Gas Balance of Sphagnum Farming on Highly Decomposed Peat at Former Peat Extraction Sites. *Ecosystems* 25: 350–371. <https://doi.org/10.1007/s10021-021-00659-z>
- Ojanen, P., Aapala, K., Hotanen, J-P., Kokko, A., Kortelainen, P., Marttila, H., Nieminen, M., Nieminen, T. M., Punttila, P., Rehell, S., Sallantausta, T., Sarkkola, S., Tiainen, J., Turunen, J., Valpola, S., Vasander, H., Vähäkuopus, T. & Minkkinen, K. 2020. Ojituksen vaikutus luonnon monimuotoisuuteen, ilmastoon ja vesistöihin – yhteenveto. *Suo* 71(2): 93–114.
- Ojanen, P., Minkkinen, K., & Regina, K. 2020. Ojituksen vaikutus maaperän kasvihuonekaasupäästöihin. *Suo* 71(2): 173–188.
- Pahkala, K., Partala, A., Suokannas, A., Klemola, E., Kalliomäki, T., Kirkkari, A-M., Sahramaa, M., Isolahti, M., Lindh, T. & Flyktman, M. 2002. Ruokohelven viljely ja korjuu energian tuotantoa varten. Maa- ja elintarviketalous 1. 20 s.
- Parviainen, J. & Västilä, S. 2011. Suomen metsät 2011. Kestävän metsätalouden kriteereihin ja indikaattoreihin perustuen. Maa- ja metsätalousministeriö ja Metsäntutkimuslaitos. 5/2011.
- Pelkonen, P., Hytönen, J., Saarsalmi, A. & Rossi, P. 1985. Energiaviljelmien perustaminen ja hoito. Julkaisussa: Hakkila, P. (toim.). Metsäenergian mahdollisuudet Suomessa. PERA-projektin väliraportti. *Folia Forestalia* 624. 86 s. <http://urn.fi/URN:ISBN:951-40-0704-2>
- Perälä, M., Kalliokoski, K. & Väisänen T. 2005. Esiselvitys turvetuotannon jälkikäyttömuodoista ja niiden vesistökuormituksista. Pohjois-Pohjanmaan ympäristökeskuksen moniste. Pohjois-Pohjanmaan ympäristökeskus, Oulu. 52 s.
- Putkinen, A., Tuittila, E.-S., Siljanen, H. M. P., Bodrossy, L., Fritze, H. 2018. Recovery of methane turnover and the associated microbial communities in restored cutover peatlands is strongly linked with increasing Sphagnum abundance. *Soil Biology and Biochemistry* 116: 110–119. <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2017.10.005>
- Puustinen, M., Koskiaho, J., Jormola, J., Järvenpää, L., Karhunen, A., Mikkola-Roos, M., Pitkänen, J., Riihimäki, J., Svensberg, M. & Vikberg, P. 2007. Maatalouden monivaikutteisten kosteikkojen suunnittelu ja mitoitus. Suomen ympäristö 21. Suomen ympäristökeskus. 77 s.
- Pöyry Management Consulting Oy. 2019. Huoltovarmuus energiamurroksessa. Raportti Huoltovarmuuskeskukselle. Loppuraportti. 56 s.
- Quinty, F. & Rochefort, L. 2003. Peatland Restoration Guide, second edition. Canadian Sphagnum Peat Moss Association and New Brunswick Department of Natural Resources and Energy. Québec, Québec. 106 s.
- Ramsar Convention Secretariat. 2004. The Ramsar Convention Manual A Guide to the Convention on Wetlands (Ramsar, Iran, 1971). 3rd edition. Ramsar Convention Secretariat, Gland, Switzerland. 75 s.
- Remm, L., & Sushko, G. 2018. Dragonfly fauna in rewetted mires in Belarus: Diverse but different from natural sites. *Wetlands Ecology and Management* 26(6): 1173–1180. <https://doi.org/10.1007/s11273-018-9625-8>
- Rintala, T., Toivanen, T., Ahlroth, P., Hyvärinen, E., Mattila, J., Nevalainen, J., Päivinen, J. & Suhonen, J. 2000. Hyönteis- ja linnustotutkimukset turvetuotannosta vapautuneilla alueilla Kihniön Aitonevalla ja Rautalammin Rastunsuolla vuosina 1997–1999. Jyväskylän yliopiston museon julkaisuja 13. 69 s.
- Rossi, P., Teivainen, T., Annala, E., Petäistö, R-L. 1985. Energiaviljelmien tuhot. Julkaisussa: Hakkila, P. (toim.). 1985. Metsäenergian mahdollisuudet Suomessa. PERA-projektin väliraportti. *Folia Forestalia* 624. 86 s. <http://urn.fi/URN:ISBN:951-40-0704-2>
- Ruokavirasto. 2022. Ympäristötukisopimukset. Päivitetty 18.5.2022. <https://www.ruokavirasto.fi/viljelijat/tuet-ja-rahoitus/ymparisto-sopimukset/>
- Rytter, L. & Rytter, R-M. 2016. Growth and carbon capture of grey alder (*Alnus incana* (L.) Moench.) under north European condi-

- tions – Estimates based on reported research. *Forest Ecology and Management* 373: 56–65. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2016.04.034>
- Salo, H. & Savolainen V. 2008. Turvetuotantolueiden jälkikäyttö. Opas alan toimijoille. Turveteollisuusliitto (Association of Finnish peat industries). 71 s.
- Schalin, I. & Seppälä, K. 1964. Tervalepän istutuksen onnistumisesta. *Suo –Mires and peat* 15: 45–50. Suoseura ry, Helsinki.
- Schmilewski, G. & Köbbing, J. F. 2016. Opportunities and challenges of farming sphagnum as a growing media constituent in Germany. 15th International Peat Congress. s. 654–657.
- Schulz, U., Brauner, O. & Grub, H. 2009. Animal diversity on short-rotation coppices – a review. *vTIAgriculture and Forestry Research* 3(59): 171–182.
- Selin, P. 1999. Turvevarojen teollinen käyttö ja suopohjien hyödyntäminen Suomessa. Jyväskylän biologian ja ympäristötieteiden tutkimuskeskuksen väitöskirja. 244 s.
- Siitonen, J. 2022. Pajut monimuotoisuuden ylläpitäjinä. Julkaisussa: Viherä-Aarnio, A., Jyske, T. & Beuker, E. (toim.). Pajut biokierrätyksessä: Materiaaleja, arvoaineita, ympäristöhyötyjä. Luonnonvara- ja biotalouden tutkimus 11/2022. Luonnonvarakeskus. Helsinki. s. 32–36.
- Smeets, E. & Weterings, R. 1999. Environmental indicators: Typology and overview. Technical report No 25. European Environment Agency. Copenhagen. 19 s.
- Suomen metsäkeskus. 2019. Johdanto turvetuotannosta vapautuneen suopohjan jälkikäyttöön. [Video] YouTube. 3.33 min. https://www.youtube.com/watch?v=yO70omPwtrS&list=PLtMxBepiQsI6gRv2xxLmOxdDpIY_OF7VN&index=2
- Syrjänen, K., Hakalisto, S., Mikkola, J., Musta, I., Nissinen, M., Savolainen, R., Seppälä, J., Seppälä, M., Siitonen, J. & Valkeapää, A. 2016. Monimuotoisuudelle arvokkaiden metsäympäristöjen tunnistaminen: METSO-ohjelman luonnontieteelliset valintaperusteet 2016–2025. Ympäristöministeriön raportteja 17/2016. 75 s.
- Tanneberger, F., Birr, F., Couwenberg, J., Kaiser, M., Luthardt, V., Nerger, M., Pfster, S., Oppermann, R., Zeitz, J., Beyer, C., van der Linden, S., Wichtmann, W., Närmann, F. 2022. Saving soil carbon, greenhouse gas emissions, biodiversity and the economy: paludiculture as sustainable land use option in German fen peatlands. *Regional Environmental Change* 22: 69. <https://doi.org/10.1007/s10113-022-01900-8>
- Tikkanen, J. 2020. Karpalosta uusi viljelykasvi puutarhoihin. *Puutarha-Sanomien* 9/2020.
- Tolvanen, A., Saarimaa, M., Ahtikoski, A., Haara, A., Hotanen, J.-P., Juutinen, A., Kojola, S., Kurttila, M., Nieminen, M., Nousiainen, H., Parkkari, M., Penttilä, T., Sarkkola, S., Tarvainen, O., Minkkinen, K., Ojanen, P., Hjort, J., Kotavaara, O., Rusanen, J., Sormunen H., Aapala, K., Heikkinen, K., Karppinen, A., Martinmäki-Aulaskari, K., Sallantausta, T., Tuominen, S., Vilmä, A., Kuokkanen, P., Rehell, S., Ala-Fossi, A. & Huotari, N. 2018. Metsätaloustalouteen soveltumattomien ojitettujen soiden jatkokäyttö. Luonnonvara- ja biotalouden tutkimus 48/2018. Luonnonvarakeskus (Luke), Helsinki. 18 s.
- Tuittila, E.-S., Vasander, H. & Laine, J. 2000. Impact of rewetting on the vegetation of a cut-away peatland. *Applied Vegetation Science* 3: 205–212. <https://doi.org/10.2307/1478999>
- Uusitalo, A., Kotiaho, J. S., Päivinen, J., Rintala, T. & Saari, V. 2006. Kasvien ja päiväperhosten esiintyminen luonnontilaisilla ja ojitetuilla soilla. Metsähallituksen luonnonvarojen tutkimusraportteja. Sarja A 157. Metsähallitus. 44 s.
- Valkonen, S., Rantala, S. & Sipilä, A. 1995. Jalojen lehtipuiden ja tervalepän viljely ja kasvattaminen. Metsäntutkimuslaitoksen tiedonantoja 575. Metsäntutkimuslaitos. Vantaa. 112 s. <http://urn.fi/URN:ISBN:951-40-1477-4>
- Vallinkoski, V.-M., Kanninen, A., Leka, J. & Ilvonen, R. 2004. Vesikasvillisuus pienten järvien tilan ilmentäjänä. Ilmakuvatulkintaan ja maastoseurantaan perustuvat ekologisen tilan mittarit. Suomen ympäristö 725. Pohjois-Savon ympäristökeskus & Etelä-Savon ympäristökeskus. 93 s.
- Vanbeveren, S. P. P. & Ceulemans, R. Biodiversity in short-rotation coppice. *Renewable and Sustainable Energy Reviews* 11: 34–43. <https://doi.org/10.1016/j.rser.2019.05.012>

- Vanhatalo, K., Väisänen, P., Joensuu, S., Sved, J., Koistinen, A. & Äijälä, O. 2019. Metsänhoidon suositukset suometsien hoitoon, työopas. Tapion julkaisuja. 119 s.
- Vasander, H. 1999. Mitä järkeä on ennallistaa soita? *Metsätieteen aikakauskirja* 4: 753–756. <https://doi.org/10.14214/ma.6281>
- Vasander, H. & Roderfeld, H. 1998. Suopohjien ennallistaminen. Teoksessa: Vasander, H. (toim.). *Suomen suot*. Suoseura ry, Helsinki. 168 s.
- Verma, A. K. 2016. Biodiversity: Its Different Levels and Values. *International Journal on Environmental Sciences* 7(2): 143–145.
- Viherä-Aarnio, A. 2022. Pajuviljelmien tuhot. Julkaisussa: Viherä-Aarnio, A., Jyske, T. & Beuker, E. (toim.). *Pajut biokiertoaloudessa: Materiaaleja, arvoaineita, ympäristöhyötyjä*. Luonnonvara- ja biotalouden tutkimus 11/2022. Luonnonvarakeskus. Helsinki. s. 21–22.
- Vikberg, P. 1998. Suopohjien riistanhoidollinen jälkikäyttö. Teoksessa: Vasander, H. (toim.). *Suomen suot*. Suoseura ry, Helsinki. 168 s.
- Więcek, M., Martin, P., & Lipinski, A. 2013. Water mites as potential long-term bioindicators in formerly drained and rewetted raised bogs. *Ecological Indicators* 34: 332–335. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2013.05.019>
- Ympäristöministeriö. 2022. Rahkasammalen korjuun ympäristövaikutukset. Yhteistyöryhmän loppuraportti 2/2022. 21 s.
- Ympäristöministeriö. 2023. EU:n biodiversiteetti-strategia ja ennallistamisasetus. <https://ym.fi/eu-n-biodiversiteettistrategia>. [Viitattu 15.2.2023].