

Paikkatietoon ja luontoarvoihin perustuva metsäpurojen suojavyöhykkeiden suunnittelu

GIS-SUS -hankkeen loppuraportti

Mari Annala, Anu Hilli, Juha-Pekka Hotanen, Raili Hokajärvi,
Pauli Jokikokko, Krister Karttunen, Mikko Kesälä, Minna Kuoppala,
Virpi Lehtoranta, Antti Leinonen, Hannu Marttila, Leo-Juhani Meriö,
Helli Karhunen, Sirpa Piirainen, Petri Porvari, Aura Salmivaara,
Asta Vaso & Heikki Mykrä

Paikkatietoon ja luontoarvoihin perustuva metsäpurojen suojavyöhykkeiden suunnittelu

GIS-SUS -hankkeen loppuraportti

**Mari Annala, Anu Hilli, Juha-Pekka Hotanen, Raili Hokajärvi,
Pauli Jokikokko, Krister Karttunen, Mikko Kesälä, Minna Kuoppala,
Virpi Lehtoranta, Antti Leinonen, Hannu Marttila, Leo-Juhani Meriö,
Helli Karhunen, Sirpa Piirainen, Petri Porvari, Aura Salmivaara,
Asta Vaso & Heikki Mykrä**

Tätä sivua on päivitetty 8.6.2023. Sivulle on vaihdettu Euroopan aluekehitysrahaston logo.



Suomen ympäristökeskuksen raportteja 47 | 2022
Suomen ympäristökeskus
Ekosysteempipalvelut ja luonnon monimuotoisuus / Vesikeskus

Kirjoittajat: Mari Annala¹, Anu Hilli², Juha-Pekka Hotanen³, Raili Hokajärvi²,
Pauli Jokikokko¹, Krister Karttunen¹, Mikko Kesälä², Minna Kuoppala¹,
Virpi Lehtoranta¹, Antti Leinonen², Hannu Marttila⁴, Leo-Juhani Meriö⁴,
Helli Karhunen⁴, Sirpa Piirainen³, Petri Porvari³, Aura Salmivaara³,
Asta Vaso² & Heikki Mykrä¹

- ¹) Suomen ympäristökeskus
²) Suomen metsäkeskus
³) Luonnonvarakeskus
⁴) Oulun yliopisto, Vesi-, energia- ja ympäristötekniikan tutkimusyksikkö

Vastaava erikoistoimittaja: Anu Akujärvi

Rahoittaja/toimeksiantaja: Hanke on saanut rahoitusta Euroopan aluekehitysrahastosta
(Hankekoodi A75834)

Julkaisija ja kustantaja: Suomen ympäristökeskus (SYKE)
Latokartanonkaari 11, 00790 Helsinki, puh. 0295 251 000, syke.fi

Kannen kuva: photokrle/stock.adobe.com

Julkaisu on saatavana veloitusetta internetistä: www.syke.fi/julkaisut | helda.helsinki.fi/syke.

ISBN 978-952-11-5538-3 (PDF)

ISSN 1796-1726 (verkkoj.)

Julkaisu vuosi: 2023



Euroopan unioni
Euroopan aluekehitysrahasto

Vipuvoimaa
EU:lta
2014–2020

Tiivistelmä

Paikkatietoon ja luontoarvoihin perustuva metsäpurojen suojavyöhykkeiden suunnittelu

Hankkeessa testattiin laserkeilausaineistoista johdettujen paikkatietoaineistojen soveltuvuutta pienvesien suojavyöhykkeiden rajaamiseen Pohjois-Pohjanmaalla sijaitsevien purojen ranta-alueilla. Pääasiallisena aineistona oli topografinen kosteusindeksi (DTW), joka ilmaisee maanpinnan korkeuseroa suhteessa pohjaveden pintaan ja siten maan suhteellisia kosteusolosuhteita. Lisäksi tarkasteltiin maaperän eroosioriskistä kertovaa RUSLE-karttaa ja siitä johdettuja retentio- ja massatasekarttoja, joiden avulla voidaan tarkastella kiintoaineen pidättymistä ja kulkeutumisen reittejä. Suojavyöhykkeen rajaamiseen soveltuvia kosteusindeksin raja-arvoja selvitettiin viiden puron ranta-alueilla tehtyjen kasvillisuusinventointien avulla. Suojavyöhykkeiden raja-arvot mallinnettiin lisäksi koneoppimisalgoritmin avulla ja suojavyöhykevaihtoehtoihin sisällytettiin myös maaperän eroosioherkkyyteen perustuva raja-arvo. Rajattujen suojavyöhykkeiden taloudellisia vaikutuksia selvitettiin suojavyöhykerajauksiin jäävän puuston arvon perusteella. Taloudellisiin tarkasteluihin sisällytettiin myös harvennus- ja poimintahakkuut mahdollisina metsän käsittelyinä. Tutkimuspurot luokiteltiin lisäksi suojeluluokkiin Siniset tavoitteet -työkalun avulla. Metsänomistajien näkemyksiä rantametsien suojelusta kartoitettiin 15 281 Pohjois-Pohjanmaalaiselle metsänomistajalle lähetetyn kyselyn avulla.

Kosteusindeksi selitti kasvilajiston vaihtelua hyvin ja indeksin raja-arvon (0,5 metriä) perusteella voitiin rajata rannan monimuotoisimmat kosteat kasvupaikat kattava suojavyöhyke. Tällä vyöhykkeellä kasvilajistossa oli useita kostealle kasvupaikalle ominaisia lajeja, joita ei juurikaan tavattu kuivemmilta vyöhykkeiltä. Myös koneoppimismenetelmän perusteella kosteusindeksi oli ylivoimaisesti tärkein kasvilajiston vaihtelun selittäjä, minkä lisäksi kosteusindeksi vastasi mitattua maankosteutta suhteellisen hyvin, etenkin jos maalaji oli turvemaata. Kosteusindeksiin perustuvat suojavyöhykkeet olivat pinta-alaltaan laajempia verrattuna 15 metriä leveään tasalevyiseen suojavyöhykkeeseen, mutta hehtaarikohtainen puuston arvo oli kosteusindeksiin perustuvilla vyöhykkeillä alhaisempi verrattuna tasalevyisiin vyöhykkeisiin. Harvennus- ja poimintahakkuilla saatiin alennettua suojavyöhykkeelle jäävän puuston arvoa, mutta hakkuumahdollisuudet vaihtelivat paljon purojen välillä. Eroosioherkkien alueiden huomioiminen suojavyöhykkeissä kasvatti pinta-alaa huomattavasti, koska alueet eivät sijainneet aivan puron välittömässä läheisyydessä. Näillä alueilla maanmuokkauksen huolellinen suunnittelu ja kiintoaineen kulkeutumisreittien huomioiminen olisi tärkeää. Eroosioherkille alueille voisi esimerkiksi sijoittaa säästöpuuryhmiä rantametsän ja vesistöjen sedimentaation ehkäisemiseksi. Paikkatietoaineistoja tarkastelemalla voidaan ennustaa luontoarvojen esiintymistä, mutta niiden toteaminen vaatii maastotarkasteluja. Siniset tavoitteet -työkalun mukainen inventointi soveltuu tähän hyvin ja menetelmän avulla voidaan helposti tunnistaa erityistä huomiota vaativat kohteet. Vaihtelevan levyiset suojavyöhykkeet kiinnostivat metsänomistajia laajasti. Vastauksissa tuotiin selvästi esiin tarve joustaville, tapauskohtaisille suojelumenetelmille ja monipuoliselle metsäneuvonnalle. Kosteusindeksiin perustuvat vyöhykkeet ja näillä mahdollisesti tehtävät poimintahakkuut todennäköisesti vastaavat parhaiten useimpien metsänomistajien toiveita.

Asiasanat: avoimet aineistot, maankosteus, metsätalous, monimuotoisuus, rantametsä, paikkatieto, vesiensuojelu

Sammandrag

Planering av skydds-zoner för skogs-bäckar utifrån geografisk information och naturvärden

I projektet testades lämpligheten av geografisk information som härletts från laserskanningsmaterial för att avgränsa skydds-zoner för småvatten vid bäckars strandområden i Norra Österbotten. Det huvudsakliga materialet var ett topografiskt fuktindex (DTW) som uttrycker markytans höjdskillnad i förhållande till grundvattennivån och därmed markens relativa fuktförhållanden. Dessutom granskades en karta över erosionsrisken i jordmånen och utifrån den två härledda kartor över retention och massbalans. Med hjälp av kartorna kan man granska hur fasta partiklar hålls kvar och hur de sprids. Gränsvärdena för fuktindex som lämpar sig för att avgränsa skydds-zonen utreddes med hjälp av inventeringar av vegetationen som gjordes på fem bäckars strandområden. Gränsvärdena för skydds-zoner modellerades dessutom med hjälp av en maskininlärningsalgoritm och i skydds-zonsalternativen inkluderades också en avgränsning som baserar sig på jordmånens erosionskänslighet. De ekonomiska konsekvenserna av de avgränsade skydds-zonerna utreddes utifrån värdet på det trädbestånd som blir kvar inom skydds-zonsgränserna. I de ekonomiska granskningarna inkluderades också gallrings- och plockhuggning som eventuell skogsbehandling. Forskningsbäckarna klassificerades dessutom i skyddsklasser med hjälp av verktyget Blå målklassning. Skogsägarnas åsikter om skyddet av strandskogarna kartlades med hjälp av 15 281 enkäter som skickades till skogsägare i Norra Österbotten.

Fuktindexet förklarade växtarternas variation väl och på basis av indexets gränsvärde (0,5 meter) kunde man avgränsa en skydds-zon som omfattade de mest mångsidiga fuktiga växtplatserna på stranden. I denna zon fanns det flera arter som är typiska för en fuktig växtplats och som knappt alls påträffades i torrare zoner. Även på basis av metoden för maskininlärning var fuktindex den överlägset viktigaste förklaringen till växtarternas variation. Dessutom motsvarade fuktindexet den uppmätta markfuktigheten relativt väl, särskilt om jordarten var torvjord. De skydds-zoner som baserar sig på fuktindex hade en större areal än den 15 meter breda jämbreda skydds-zonen, men värdet på trädbeståndet per hektar var lägre i de zoner som baserade sig på fuktindex jämfört med de jämbreda zonerna. Genom gallring och plockhuggning kunde man sänka värdet på trädbeståndet i skydds-zonen, men avverkningsmöjligheterna varierade mycket mellan bäckarna. Beaktandet av erosionskänsliga områden i skydds-zonerna ökade arealen betydligt, eftersom områdena inte låg alldeles i närheten av bäckarna. I dessa områden är det viktigt att omsorgsfullt planera markbearbetningen och beakta spridningsvägarna för fasta partiklar. I erosionskänsliga områden kunde man till exempel placera grupper av naturvårdsträd för att förebygga sedimentation i strandskog och vattendrag. Genom att granska geografisk information kan man förutspå förekomsten av naturvärden, men för att konstatera dem krävs terrängundersökningar. Inventering enligt verktyget Blå målklassning lämpar sig väl för detta och med hjälp av metoden kan man lätt identifiera objekt som kräver särskild uppmärksamhet. De varierande skydds-zonerna intresserade skogsägarna i stor utsträckning. I svaren framfördes tydligt behovet av flexibla, fallspecifika skyddsmetoder och mångsidig skogsrådgivning. Zoner som baserar sig på fuktindex och eventuella plockhuggningar som görs med dessa motsvarar sannolikt bäst de flesta skogsägarnas önskemål.

Nyckelord: geografisk information, markfuktighet, mångfald, skogsbruk, strandskog, vattenskydd, öppet material

Abstract

Planning of riparian buffers on forested headwater streams based on GIS-data and nature values

This project tested the utility of laser scanning-based data in planning of the buffer zones for protection of streams and their riparian forests in five streams in northern Finland. Depth-to-water (DTW) index maps were used as a primary planning tool. DTW indicates the depth to the water level in a location as the difference in elevation of that location and the elevation of the nearest stream location. The Revised Universal Soil Loss Equation (RUSLE) accompanied by sediment retention maps and mass balance equations were used to examine the transport and retention of sediment on riparian areas. The threshold for DTW was determined based on riparian plant surveys from five streams. In addition, machine learning algorithms were used to directly model buffer zones. The economic costs of buffer zones were estimated based on the value of the forest left inside them. The value of riparian forests was calculated for unmanaged and partially harvested forests based on thinning and selective cutting. Riparian areas were also classified based on their nature and conservation values using the Blue Targeting approach. In addition to field work, a valuation questionnaire was sent to 15 281 forest owners to examine their willingness to use different buffer zones and protection measures.

The DTW index was a strong predictor of the diversity and composition of riparian and forest plant communities. A buffer zone based on the DTW of 0.5 meters efficiently protected the most diverse riparian sites. There were also several indicator species for wet riparian areas. DTW was also the most important predictor in machine learning models and measured soil moisture agreed relatively well with DTW, particularly in peat soils. Riparian buffer zones based on the DTW of 0.5 meters had a larger total area than fixed-width buffers. The cost of DTW-based buffer zones was lower than that of fixed-width buffer zones when the cost was normalized by area. Harvesting decreased the costs, but practical possibilities were highly variable among and within the streams and depended on the characteristics of forest stands. The area of buffer zones based on a combination of DTW and RUSLE was considerably larger than areas of the other buffer zones. This was because the areas with high erosion risk were located far from the DTW boundaries and could not be directly included in buffer zones. In such cases, the best option would probably be a careful planning of the forestry activities on erosion risk sites to minimize erosion. This could be done, for example, by leaving retention tree groups in the potential paths of sedimentation to protect the actual riparian buffer zone from sedimentation. GIS-data can be used to predict high nature values, but field inventories are necessary to verify such predictions. Blue Targeting has potential to benefit this task by enabling easy identification of areas needing special attention. Forest owners were interested in DTW-based, variable-width buffer zones, and their responses clearly showed that there is a need for a flexible approach that allows forest owners to decide on the most suitable option. DTW-based buffers and selective harvesting would probably best meet this demand.

Keywords: biodiversity, forestry, open data, soil moisture, spatial analysis, water protection

Esipuhe

Suomi on sitoutunut luontokadon pysäyttämiseen ja vesien tilan parantamiseen. Metsätalous on merkittävimpiä luonnon monimuotoisuuteen vaikuttavia tekijöitä, ja luonnon monimuotoisuuden tila metsissä, vesistöissä ja pienvesissä on yleisesti edelleen heikkenevä. Kehityksen suuntaa on yritetty kääntää esimerkiksi luontoarvoiltaan erityisen tärkeiden metsäelinympäristöjä turvaavalla METSO-ohjelmalla. Arvokkaiden elinympäristöjen suojeleminen on tärkeää, mutta ei yksin riitä kääntämään monimuotoisuuden kehitystä suotuisaan suuntaan: toimenpiteitä tarvitaan myös metsätalouksikäytössä olevissa talousmetsissä. Erityisesti vesistöjen ja pienvesien kannalta olisi tärkeää vähentää metsätalouden ei-toivottuja vaikutuksia vesien laatuun ja monimuotoisuuteen. Metsänhoitoon on kehitetty luonnonhoidon ja vesiensuojelun menetelmiä, joiden tehokkuus on hyvin vaihtelevaa. Myös metsäsertifikaateissa luonnon monimuotoisuuden turvaaminen on yksi tavoite kokonaisuuskestävyyden saavuttamiseksi. Helposti sovellettaville ja metsänomistajille vaihtoehtoja tarjoaville luonnonhoidon ja -suojelun menetelmille on kuitenkin edelleen tarvetta.

Kustannustehokkaan ja ekologisesti vaikuttavimman suojelun kannalta olisi olennaista kohdentaa suojelutoimia sinne, missä niiden vaikuttavuus on suurinta. Metsänomistajan näkökulmasta taas olisi tärkeää, että toimilla ei suhteettomasti alennettaisi metsästä saatavaa taloudellista tuottoa. Tämä on perinteisesti ollut merkittävin syy omistaa metsää. Yhä laajempi joukko metsänomistajia haluaa lisätä luonto- ja virkistysarvojen painotusta metsänhoidossaan. Suojelutoimien tulisi olla sellaisia, että ne mahdollistavat helposti erilaiset painotukset luonto- ja taloudellisten arvojen välillä. Tässä raportissa esitetyt suunnittelun työkalut suojavyöhykkeen leveyden rajaamiseen tarjoavat metsänomistajille vaihtoehtoja puroelinympäristöjen ja vesien kustannustehokkaaseen suojelemaan. Tutkimustulokset osoittivat, että suojavyöhykkeet voidaan suunnitella paikkatietoaineistojen perusteella siten, että rajauksissa tulevat huomioiduiksi niin luontoarvot kuin taloudellisesti tuloksellinen metsätalouskin. Tulosten perusteella kehitetyt suojavyöhykerajaukset saivat sidosryhmiltä hyvän vastaanoton, ja menetelmiä on osittain jo sovellettu käytännön metsänhoidossa. Menetelmien kehityksen ohessa kerättiin tietoa metsänomistajien halukkuudesta soveltaa suojeluratkaisuja laajalla kyselyllä, ja ilahduttavasti suurin osa vastaajista oli kiinnostuneita kehitetyistä menetelmistä. Menetelmistä saatiin lisäksi arvokasta näkemystä metsäalan toimijoilta. Tämä tutkimus- ja kehityshanke toteutettiin Euroopan aluekehitysrahaston rahoittamassa hankkeessa Paikkatietoon ja luontoarvoihin perustuva pienvesien suojavyöhykkeiden suunnittelu (GIS-SUS). Hankkeeseen osallistui Suomen ympäristökeskuksen, Luonnonvarakeskuksen, Suomen Metsäkeskuksen ja Oulun yliopiston tutkijoita ja asiantuntijoita. Kiitämme lämpimästi kaikkia metsänomistajakyselyyn vastanneita ja hankkeen työpajoihin osallistuneita sekä hankkeen ohjausryhmän jäseniä.

Joulukuussa 2022

Kirjoittajat

Sisällys

Tiivistelmä	3
Sammandrag	4
Abstract	5
Esipuhe	7
1 Johdanto	9
2 Aineisto ja menetelmät	12
2.1 Purokohteet	12
2.2 Suojavyöhykkeiden perustana olevat paikkatietoaineistot	15
2.3 Muut suojavyöhykkeiden suunnittelussa huomioon otavat paikkatietoaineistot	16
2.4 Kasvillisuus selvitykset	17
2.5 Maankosteuden jatkuvatoimiset mittaukset	19
2.6 Koneoppimisen hyödyntäminen suojavyöhykkeiden rajaamisessa	21
2.7 Suojavyöhykkeiden puusto- ja talouslaskelmat	22
2.8 Siniset tavoitteet -menetelmän testaaminen	25
2.9 Kyselytutkimus Pohjois-Pohjanmaan metsänomistajille	26
3 Tulokset	27
3.1 Kasvillisuuteen perustuvat suojavyöhykerajaukset	27
3.2 Maankosteuden vaihtelu purojen varsilla	30
3.3 Koneoppimiseen perustuvat suojavyöhykerajaukset ja monimuotoisuusennusteet	32
3.4 Suojavyöhykkeiden pinta-ala, puuston tilavuus, kantorahatulot ja taloudellinen arvo	34
3.5 Siniset tavoitteet -menetelmän lisäarvo suojavyöhykkeiden suunnittelussa	38
3.6 Maanomistajien asenteet, tahtotila ja tiedontarpeet	42
4 Tulosten tarkastelu	47
4.1 Puronvarren kasvilajisto hyötyy kosteusindeksin avulla rajatuista suojavyöhykkeistä ...	47
4.2 Vesiensuojelun tavoitteiden huomioiminen suojavyöhykkeiden suunnittelussa	48
4.3 Metsäneuvonnan monipuolistaminen palvelisi metsänomistajien erilaisia tarpeita	48
4.4 Vaihtelevan levyisten suojavyöhykkeiden vieminen käytäntöön	49
4.5 Jatkotutkimustarpeet	50
5 Suositukset suojavyöhykkeiden rajaamisesta	52
Sanasto	53
Lähteet	54
Liite	58

1 Johdanto

Metsätalouden vesiensuojeluun tarvitaan menetelmiä, joilla voidaan turvata vesien ja niiden lähiympäristöjen monimuotoisuus ja toiminnalliset prosessit. Rantametsien hakkuut ja metsien uudistamiseen liittyvä maanmuokkaus muuttavat puronvarsien metsäluontoa. Toimenpiteiden seurauksena purouomiin kulkeutuu humusta ja kiintoaineista, varjostuksen vähentyessä veden lämpötila kohoaa ja eliöstölle tärkeän lehtikarikkeen määrä vähenee. Puronvarsimetsät ovat myös itsessään erityisiä elinympäristöjä, joissa veden vaikutus näkyy niin mikroilmastossa kuin maan kosteudessa, minkä seurauksena myös kasvi- ja muun lajiston koostumus usein poikkeaa kauempana rannasta olevista metsistä.

Hakkuiden vesistövaikutuksia pyritään vähentämään vesistön tai pienveden rantavyöhykkeelle rajattavan suojavyöhykkeen avulla. Suojavyöhykkeen leveys määräytyy käytännössä useimmiten metsäsertifikaatin perusteella. FSC (Forest Stewardship Council) -sertifioiduissa metsissä suojavyöhykkeen leveys puroilla on 15 metriä, eikä suojavyöhykkeillä saa tehdä metsänhoidollisia toimenpiteitä ilman poikkeuslupaa. PEFC (Programme for the Endorsement of Forest Certification) -sertifikaatin syksyllä 2022 voimaan tulevassa uudistetussa kriteeristöissä suojavyöhykkeen leveys on keskimäärin 10 metriä. Poimintahakkuu on sallittu suojavyöhykkeellä. Alle kahden metrin levyisien suoristettujen purojen varsilta puuston saa poistaa lukuun ottamatta säästöpuita, lahopuita, pensaita ja pienikokoisia puita. Mikäli talaisessa vesistössä on lohikalakantaa, suojavyöhykkeellä on sallittu vain poimintahakkuu. Metsälain (3 luvun 10 §) arvokkaiden elinympäristöjen yhteydessä suojavyöhykkeen leveydeksi suositellaan vähintään puuston pituuden levyistä suojavyöhykettä.

Tasalevyisiin suojavyöhykkeisiin on päädytty niiden helpon suunnittelun takia. Tasalevyinen suojavyöhyke ei kuitenkaan ole toimivin mahdollinen ratkaisu, koska vesistöjen ranta-alueet ovat eri tavalla herkkiä ja luontoarvot vaihtelevat erilaisissa kasvupaikoissa. Tehokkaan suojelun kannalta olisi tärkeää tunnistaa rantaelinympäristöjä, joissa suojelutoimenpiteiden ekologinen vaikutus on suurin ja taloudelliselta kannalta toisaalta myös ympäristöjä, joissa suojelutoimenpiteillä on vähemmän merkitystä (Richardson ym. 2012).

Veden vaikutus rantametsään voi olla hyvin vaihteleva erilaisissa metsätyypeissä riippuen valuma-alueen topografiasta eli korkeusvaihtelusta, veden virtausreiteistä ja jokiuoman rakennepiirteistä. Kosteat ranta-alueet ovat myös kriittisiä ravinteiden pidättymisen sekä huuhtoutumisen kannalta ja toimenpiteet näillä alueilla voivat aiheuttaa huomattavaakin kuormitusta alapuolisiin vesistöihin (Laudon ym. 2016). Kasvillisuuden monimuotoisuus on näillä alueilla suurempaa kuin kuivemmillä alueilla (Zinko ym. 2005) ja viimeaikaiset tulokset viittaavat siihen, että rantavyöhykkeen kosteusolosuhteilla on merkittävä vaikutus myös maaperän mikrobien toimintaan (Annala ym. 2022). Rannan olosuhteet vaikuttavat myös kiintoaineen eroosioherkkyyteen ja kulkeutumiseen. Etenkin rannan jyrkkyys vaikuttaa kiintoaineen kulkeutumiseen, mutta kiintoainetta voi kulkeutua puron rantavyöhykkeelle kauempaakin, jos uoma sijaitsee esimerkiksi vaaran rinteen alla. Kiintoainetta kulkeutuu valuma-alueen pienipiirteisiä virtausreitit pitkin. Kosteilla ranta-alueilla puron hydrologinen yhteys valuma-alueeseen on vahva ja virtausreitit voivat ulottua etäälle rannasta, minkä vuoksi kosteille ranta-alueille voi kulkeutua kiintoainetta enemmän kuin kuivemmillä ranta-alueilla (Kuglerová ym. 2014). Kosteiden alueiden kasvillisuus pidättää tehokkaasti kiintoainetta, mutta maanmuokkaus näillä alueilla voi aiheuttaa suurempaa kuormitusta verrattuna kuivempiin alueisiin.

Uudet laserkeilaukseen perustuvat paikkatietoaineistot mahdollistavat rantametsien pienipiirteisten maastonmuotojen kartoittamisen ja siten suojavyöhykkeiden rajaamisen luonnon monimuotoisuuden ja vesiensuojelun kannalta tärkeiden piirteiden perusteella. Topografisen kosteusindeksin (DTW, Depth-

To-Water) perusteella voidaan paikantaa vesistöjen rantavyöhykkeiltä alueita, joissa pohjaveden pinta on lähellä maan pintaa ja kosteusvaikutus on siten merkittävästi suurempaa kuin muualla (Kuglerová ym. 2014). Kosteusindeksiin perustuvia vyöhykkeitä voidaan suunnitella siten, että herkimmat maastonkohdat ja alueet rajataan metsänkäsittelyjen ulkopuolelle. Indeksiin perustuvia suojavyöhykkeitä onkin ehdotettu korvaamaan tasalevyisiä suojavyöhykkeitä (Richardson ym. 2012, Kuglerová ym. 2017).

Kosteusindeksin avulla voitaisiin mahdollisesti tunnistaa myös norot, joiden tunnistaminen on vähävetsinä vuosina ja talviolosuhteissa hankalaa. Myös eroosioherkät alueet on helppo tunnistaa eroosiomalliin perustuvista kartoista ja suojavyöhykerajaukset voitaisiin muodostaa aineistojen yhdistelmän perusteella, jolloin suojavyöhyke huomioi sekä luontoarvoiltaan arvokkaat kosteat ranta-alueet että maankäytölle herkät alueet, jotka eivät sijaitse kosteilla alueilla.

Suojavyöhykerajaukset voidaan myös mallintaa kosteusindeksin ja muiden laserkeilaukseen perustuvien paikkatietoaineistojen avulla. Esimerkiksi metsävaratiedot sisältävät monipuolista paikkatietoa rantametsistä (metsakeskus.fi > Avoin metsä- ja luontotieto > Metsätietoaineistot > Metsävaratiedot). Tiedot kattavat laajasti yksityismetsien ja Metsähallituksen omistamien metsien metsäkuviotiedot, joiden perusteella voidaan arvioida puuston määrää, lajistoa sekä koostumusta. Suurien kaukokartoitettujen paikkatietoaineistojen ja luonnon monimuotoisuuden välisten monimutkaisten ja yleensä epälineaaristen yhteyksien tunnistaminen on kuitenkin usein vaikeaa perinteisiä laskentamenetelmiä käyttäen. Uudet koneoppimisalgoritmit ja lisääntynyt laskentateho voivat auttaa näiden haasteiden ratkaisemisessa. Koneoppimista on sovellettu esimerkiksi purouomien luonnontilaisuuden mallintamisessa (Aroviita ym. 2021).

Suojavyöhykkeen pinta-ala vaikuttaa metsänomistajalle suojavyöhykkeestä koituviin kustannuksiin menetettyinä puunmyyntituloina. Kosteusindeksiin perustuvat vyöhykkeet voivat olla kokonaispinta-alaltaan laajempia verrattuna sertifikaateissa vaadittuihin vyöhykkeisiin, mutta vyöhykkeillä olevan puuston arvo ei kuitenkaan välttämättä poikkea niistä merkittävästi, koska kosteilla alueilla arvopuuston määrä on yleensä alhaisempi verrattuna kuivempiin ranta-alueisiin (Tiwari ym. 2016). Suojavyöhyke on tärkeää pitää puustoisena, mutta talousmetsissä puuston käsittely voitaisiin sallia tilannekohtaisesti. Rantavyöhykkeiden metsät ovat luontaisesti dynaamisia elinympäristöjä, joissa tulviminen ja jäiden liikkeet aiheuttavat säännöllisiä häiriöitä. Metsän käsittelyllä voidaan luoda näitä vastaavia olosuhteita ja luonnollisia häiriöitä jäljitteleviä toimenpiteitä, kuten esimerkiksi pienaukkojen hakkuita, joita onkin ehdotettu suojavyöhykkeiden hoitotoimeksi (Kreutzweiser ym. 2012, Hasselquist ym. 2021). Suojavyöhykkeellä tulisi suosia lehtipuuta, ottaen kuitenkin huomioon kohteen luontainen metsätyyppi. Lehtipuut ovat virtavesieliöstön kannalta tärkeämpiä kuin havupuut, koska lehtikarikeri on etenkin pienemmissä latvavesissä eliöstön pääasiallinen energian lähde (Vannote ym. 1980, Wallace & Webster 1996). Lehtipuut ovat lisäksi vähemmän alttiita tuulituhoille verrattuna havupuihin (Peltola ym. 2000). Havupuiden suuri osuus lähivaluma-alueella lisää myös veden tummumiskehitystä (Fork ym. 2020), mikä puolestaan muuttaa levien rasvahapokoostumusta ja heikentää niiden ravintoarvoja (Jyväsjärvi ym. 2022). Varovaisilla poimintahakkuilla voidaan todennäköisesti useimmissa tapauksissa vähentää merkittävästi suojavyöhykkeelle jäävän puuston taloudellista arvoa, jolloin myös metsän talouskäyttöä painottavat metsänomistajat olisivat luultavasti valmiimpia panostamaan ekologisesti riittävän leveisiin suojavyöhykkeisiin.

Tässä työssä testattiin viime vuosina käyttöön tulleista laserkeilausaineistoista johdettujen paikkatietoaineistojen soveltuvuutta metsien käytön suunnitteluun purojen läheisyydessä. Tavoitteena oli löytää vaihtoehtoisia rajauksia suojavyöhykkeille, jotka suojaisivat rannan herkimpiä ja monimuotoisimpia alueita ja toisaalta mahdollistaisivat muulta osin metsän talouskäytön. Hankkeessa testattiin topografista kosteusindeksi- (DTW, Depth to Water) ja eroosiokarttoja (RUSLE2015, Revised Universal Soil Loss Equation). Hankkeen koekohteiden rantametsistä kerättiin laaja kasvillisuusaineisto, jonka avulla selvitettiin suojavyöhykkeiden rajaamiseen soveltuvia kosteusindeksin raja-arvoja. Suojavyöhykkeiden taloudellisia vaikutuksia selvitettiin suojavyöhykkeille jäävän puuston arvon perusteella. Hankkeessa hydynnettiin lisäksi koneoppimisalgoritmeja, joiden avulla mallinnettiin kasvillisuuden monimuotoisuuden kannalta optimaaliset suojavyöhykerajaukset kosteusindeksin ja muun avoimen paikkatiedon perusteella. Kosteusindeksin vastaavuutta todellisiin kosteusolosuhteisiin selvitettiin

jatkuvatoimisilla maankosteuden mittausantureilla. Purojaksot luokiteltiin lisäksi suojeluluokkiin Siniset tavoitteet -menetelmällä. Tarkoituksena oli selvittää menetelmän hyödyntämismahdollisuuksia suojavyöhykkeiden kohdentamisessa erityistä suojelua vaativille kohteille.

Suomalaisten maanomistajien yleistä kiinnostusta metsäluonnon suojeluun on selvitetty aiemmin muutamissa tutkimuksissa. Vuonna 2003 suoritetun kyselyn perusteella noin puolet Pohjois-Pohjanmaan metsänomistajista piti luonnon monimuotoisuutta ja uhanalaisia lajeja tärkeänä ja saman verran ei-tärkeänä tai vain vähän tärkeänä (Hallikainen et al. 2010). Kyselyn kohderyhmässä oli kuitenkin maanomistajien lisäksi turistifirmojen edustajia. Hieman yllättäen, Karppisen ym. (2020) mukaan koko maan mittakaavassa luonnon- ja maisemansuojelun ja virkistyskäytön merkitys metsänomistajille ei ollut vahvistunut 2000-luvulla, vaan päinvastoin tuloja korostavien metsänomistajien osuus oli noussut 7 %-yksikköä. Vastaavasti monitavoitteisten metsänomistajien osuus oli vähentynyt kuudella prosenttiyksiköllä. Kuitenkin suurin osa, 28 %, metsänomistajista oli edelleen monitavoitteisia metsiensä suhteen vuonna 2019. Taloudellisia arvoja korostavien osuuden nousu saattoi johtua puun kysynnän kasvusta, sillä vuoden aikana puukauppoja tehneiden osuus oli kasvanut 10 %-yksikköä vuosina 2016–2018. Tutkimuksesta ei käynyt ilmi, olivatko erot myös tilastollisesti merkitseviä. Husan and Koseniuksen (2021) mukaan selkeä enemmistö metsänomistajista olisi valmis joko varmasti (16 %) tai melko varmasti (53 %) jättämään vähemmän muokkaamattomia suojavyöhykkeitä tärkeimpien habitaattien ja/tai suojelualueiden ympärillä. Maanomistajien luonnonhoitoa ja erityisesti puronvarsimetsiä kohtaan osoittamasta kiinnostuksesta huolimatta puronvarsimetsien suojavyöhykekäytäntöjä ja mahdollisuuksia parantaa niitä ei kuitenkaan ole selvitetty tarkemmin. Siksi tässä työssä toteutettiin laaja kysely Pohjois-Pohjanmaan metsänomistajille. Kyselyn tavoitteena oli mm. selvittää puronvarsien suojelun nykytilanne ja saada tietoa vaihtelevan levyisten suojavyöhykkeiden hyödyntämismahdollisuuksista puroelinympäristöjen vapaaehtoisessa suojelussa. Lisäksi tavoitteena oli selvittää, mitkä tekijät vaikuttavat metsänomistajien haluun suojella puronvarsia. Kysely antaa tietoa puronvarsien suojelun hyväksyttävyydestä. Lisäksi tuloksia voidaan hyödyntää puronvarsien suojelun tehostamisessa, muun muassa kohdentamalla tiedottamista ja koulutusta tiettyihin aihepiireihin ja metsänomistajaryhmiin.

2 Aineisto ja menetelmät

Hankkeessa hyödynnettiin viime vuosina kehitettyjä laserkeilaukseen perustuvia paikkatietoaineistoja. Paikkatietoaineistoja hyödynnettiin suojavyöhykkeiden rajaamisessa, rajausten mallintamisessa ja suojavyöhykkeiden puuston arvon määrittämisessä. Suojavyöhykerajaukset muodostettiin hankkeen tutkimuspurojen rantakasvillisuuden monimuotoisuuden perusteella.

2.1 Purokohteet

Hankkeessa oli mukana viisi puroa: Hanhioja, Jänisoja, Majovanoja, Poika-Loukusanoja ja Tutuoja. Purot sijaitsevat Pohjois-Pohjanmaan Pudasjärven ja Taivalkosken kuntien alueella. Purojen varsilla on pääasiassa talousmetsää, eikä hakkuita ulotu niiden välittömille ranta-alueille. Purojen varsilla on myös metsälain (3 luvun 10 §) mukaisia erityisen tärkeitä elinympäristöjä.

Hanhioja saa alkunsa kahdesta suojärvestä Hanhijärvestä ja Keskijärvestä, ja laskee Kivarinjärveen lähelle Pudasjärven keskustaa. Purouoma on melko luonnontilaisena säilynyt, mutkitteleva ja perkaamaton, mutta sen valuma-alueen turvemaita on ojitettu rankasti. Valuma-aluetta luonnehtii soiden ja talousmetsien mosaiikki. Metsätalous on ollut intensiivistä ja vaikka puronvarsi on pääsääntöisesti säilynyt puustoisena, yltävät avohakkuut paikoitellen lähelle uomaa. Hankkeen inventointijaksolla rantametsä vaihtelee karusta kuusikosta rehevään lehtipuuvaltaiseen metsään. Lahopuuta ja vanhoja puita on vain vähän. Uomassa on inventointijaksolla hieno koski, jonka yli on rakennettu pieni tie. Silta ei muodosta kaloille vaellusestettä. Purouoma on jyrkkäreunainen, mutta ei erityisen syvä ja koskijaksoa lukuun ottamatta uoman pohja on melko yksipuolinen. Rannalla on havaittavissa merkkejä kevättulvista.

Jänisoja saa alkunsa Taivalkosken Jänissuolta. Se virtaa ojitetun turvemaan halki laskien lopulta Iijokeen topografisesti vaihtelevan kangasmetsän kautta. Jänisojan valuma-alueella metsätalous on melko intensiivistä, mutta puronvarsi on säilynyt puustoisena ja on paikoin karua kuusimetsää, paikoin rehevää lehtipuuvaltaista metsää. Tulvaisuudesta kertovat hieskoivuvaltaiset tulvametsät ja kosteudesta ruohokorvet ja metsäkortekorvet (kuva 1). Myös itse purouoma on melko muuttumattomana säilynyt, eikä sitä ole suoristettu eikä perattu. Puro on jyrkkäreunainen ja luontaisesti hiekkainen. Hankkeen inventointikohde sijaitsee vaara-alueella, jossa purouomaa reunustavat jyrkkäpiirteiset metsät. Paikoin hyvin säilyneestä Jänisojan rantametsästä kielivät myös erikoiset kasvilöydökset kuten rauhoitettu lapinleikki sekä Suomen kansainvälisiin vastuulajeihin kuuluva pallopäärakasammal.

Majovanoja sijaitsee Taivalkoskella Kuusamontien pohjoispuolella ja laskee Iijokeen. Majovanojan valuma-alue on pääosin ojittamatonta harjualuetta, mutta sekä pääuoman että sivu-uomien turvemaasuoksilla on maltillisesti ojituksia. Valuma-alue on metsätaloukskäytössä. Uoma on säilynyt melko luonnontilaisena: se mutkittelee voimakkaasti, eikä sitä ole perattu. Kasvillisuusinventointi tehtiin purojaksolla, jossa uoma virtaa laakeassa laaksomaisessa painanteessa. Lähes puuttomalla rantavyöhykkeellä on hienoja ja harvinaisia luonnonniittyjä, joiden kasvillisuus on kevättulvien muovaamaa. Niityillä kasvaa erikoisia lajeja kuten jäkki, siperiansinivalvatti ja suikeanoidanlukko. Itse puro on syvälle hiekkaiseen maaperään uurtunut voimakkaasti mutkitteleva uoma, jossa mm. järvisätkin kasvaa runsaana. Purouomasta on aikainsaatossa eriytynyt osittain kuivilleen jääneitä ja kasvillisuuden valtaamia makkarauomia.

Poika-Loukusanoja (kuva 2) on Taivalkosken vaara-alueella Loukusanjokeen laskeva hyvin luonnontilaisena säilynyt puro. Puron valuma-alueella on metsätaloukskäyttöä, mutta ei juurikaan ojituksia lukuun ottamatta puron välitöntä lähiympäristöä, jossa turvemaata on ojitettu. Laakeassa purossa vuorottelevat verkkaisesti virtaavat suvantojaksot sekä vesisammalten peittämät koskikivikot. Hankkeessa inventoidun purojaksoson rantametsä on poikkeuksellisen luonnontilaisena säilynyt.



Kuva 1. Jänisojan rantavyöhykkeellä on hieskoivuvaltaista tulvametsää. Kuva: Krister Karttunen.

Rantametsää luonnehtii monilajinen ja -ikäinen puusto sekä suuri lahoppuun määrä. Turvemaata on ohuelti lohkaraisen kivikkomaan päällä ja paikoin esiintyy rehevää rantaluhtaa ja ruohokorpia. Rantametsässä voi törmätä erikoisiin eliölajeihin kuten näyttävään, mutta harvinaiseen koralliorakkaaseen ja pohjankynsisammaleeseen, joka kuuluu Suomen kansainvälisiin vastuulajeihin.

Tutuoja saa alkunsa kahdesta lammesta ja laskee Iijokeen Taivalkoskella. Valuma-alue on turve- ja suomaata, jota on ojitettu metsätaloustalouteen. Puron varressa sijaitsee myös pienehköjä peltokiinteistöjä. Purouoma on melko luonnontilaisena säilynyt ja syvään uurtunut. Uoma on luontaisesti hiekkapohjainen ja siinä on hyvin vähän kiviä, mutta vaihtelevuutta puroelinympäristöön tuovat vesikasvit ja satunnaiset lahoppuut. Puron ranta on säilynyt puustoisena, mutta paikoin on nähtävissä ehkä metsätaloustaloudesta aiheutuvaa kuusettumista. Hankkeen inventointijaksolla rantametsän puusto vaihtelee varjoisista kangasmetsän kuusikoista kosteisiin ruohokorpiin ja reheviin koivikoihin, joita todennäköisesti kevättulvat ylläpitävät. Rannalla on kapea kostea vyöhyke, jonka jälkeen maa nousee jyrkkästi. Tutuojan varressa on monimuotoisuuden kannalta arvokasta metsäkortekorpea ja lajistossa mm. Suomen kansainvälistä vastuulajia pohjankynsisammalta.

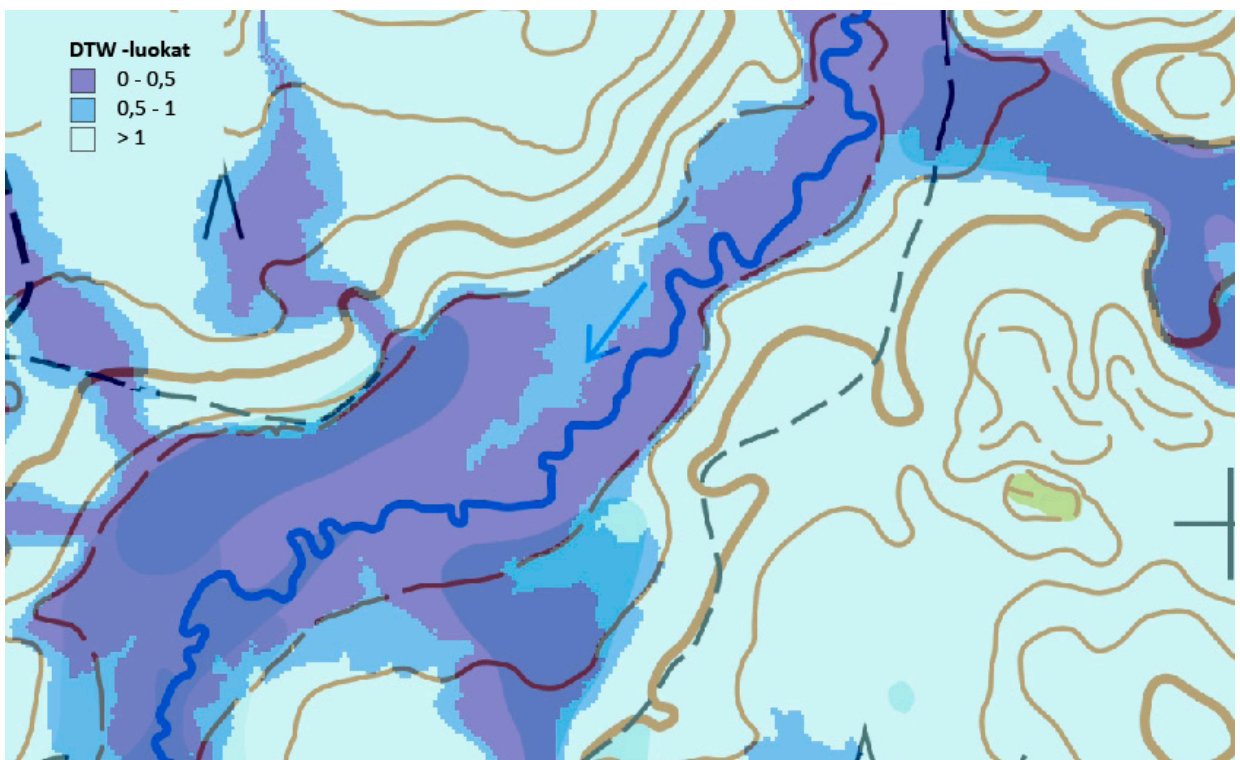


Kuva 2. Poika-Loukusanoja on hyvin luonnontilaisena säilynyt louhikkoinen puro Taivalkoskella. Kuva: Krister Karttunen.

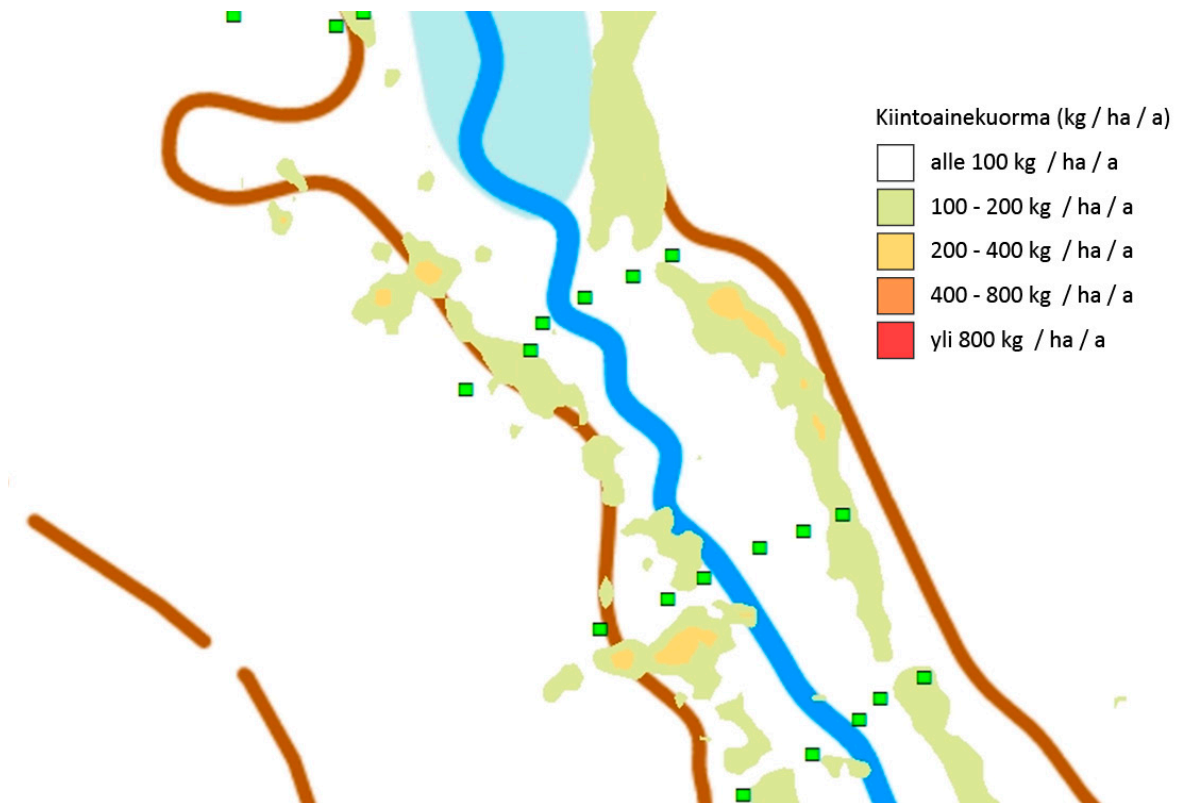
2.2 Suojavyöhykkeiden perustana olevat paikkatietoaineistot

Topografisen kosteusindeksin (DTW) avulla voidaan tuottaa informaatiota maaperän kosteusolosuhteiden spatiaalisesta jakautumisesta. Indeksien laskenta perustuu Maanmittauslaitoksen 2 m korkeusmallista johdettuihin virtaussuunta- ja kertymäastereihin. Laskennassa voidaan käyttää erilaisia kynnyksiarvoja, jotka määrittävät alueen, jolle satava vesi riittää synnyttämään maanpinnassa näkyvän vesiuoman. Tässä hankkeessa käytettiin 4 ha kynnyksiarvoa, jonka on osoitettu edustavan loppukesän kuivia olosuhteita boreaalisella alueella (Ågren ym. 2014). DTW-kosteusindeksin yksikkö on metri ja indeksin arvo teoriassa kuvaa maastonkohdan korkeuseroa suhteessa pohjaveden pinnan tasoon (kuva 3). Indeksien arvoa tulee kuitenkin ajatella suuntaa antavana ja sen avulla voidaan tunnistaa lähinnä potentiaalisesti kosteat maastonkohdat. Indeksien ei ota huomioon maalajitietoa tai sääolosuhteita. Puutteistaan huolimatta indeksi on erittäin käyttökelpoinen kosteiden maastonkohtien tunnistamisessa ja tutkimukset ovat osoittaneet, että vesistöjen läheisyydessä indeksi toimii hyvin maaperän kosteusolosuhteiden ennustamisessa (Arp 2009, Ågren ym. 2014, Kuglerova ym. 2014). Indeksikartta on saatavilla koko Suomen alueelle (Salmivaara 2020).

RUSLE 2015 -eroosiomalli perustuu USA:ssa kehitettyyn Revised Universal Soil Loss Equation (RUSLE) -malliin, jota on kehitetty edelleen usean maankäytön tarpeisiin (kuva 4). Mallia ja sen eri versioita käytetään yleisesti maailmalla eri maankäyttömuotojen aiheuttaman sadannasta johtuvan eroosion mallintamiseen (Panagos ym. 2016). Malli perustuu empiiriseen aineistoon ja siinä lasketaan sateen energian aiheuttamaa eroosiota maanpinnassa huomioiden sateen energian lisäksi maastonmuodot, maaperätyyppi ja muutokset maanpintaa eroosiolta suojaavassa kasvillisuudessa. Hankkeessa käytettävä RUSLE 2015 -tulokartta (kuva 4) kuvaa sateen aiheuttaman eroosion potentiaalista suuruutta ensimmäisenä vuonna maanmuokkauksesta ja se on tarkoitettu käytettäväksi uudistamishakkuiden ja maanmuokkausten suunnitteluvaiheessa, jolloin mahdollisten eroosio-ongelmien ilmenemisriskiä voidaan pienentää. Tulokarttaa käytetään yhdessä metsävarakuvioaineiston kanssa, jolloin aineiston tulkinta perustuu tulokartan värien sisältämän informaation, peruskartan informaation sekä kuvionrajoja visuaaliseen tarkasteluun. Aineisto on julkaistu Suomen metsäkeskuksen karttapalvelussa.



Kuva 3. Esimerkki topografisesta DTW-kosteusindeksistä (4 ha) Majovanojan varresta. Taustakartan lähde: Maanmittauslaitos ja Luonnonvarakeskus.



Kuva 4. Esimerkki RUSLE 2015 -mallin kartta-aineistosta Tutuojan varrelta. Kiintoainekuorma tarkoittaa ensimmäisenä vuonna maanmuokkauksen jälkeen lähtevää kiintoaineen määrää hehtaaria kohti. Vihreät laatikot kuvaava 1 m² kasvillisuusruutuja, joita oli sijoitettuna linjalle kolme kappaletta puron molemmin puolin. Taustakartan lähde: Maanmittauslaitos ja Suomen metsäkeskus.

2.3 Muut suojavyöhykkeiden suunnittelussa huomioitavat paikkatietoaineistot

Edellä kuvattujen paikkatietoaineistojen lisäksi suojavyöhykkeiden rajaamisen suosituksissa (ks. kap-pale 5) hyödynnettiin uusia, Suomen metsäkeskuksessa tuotettuja aineistoja. Kaikki aineistot on jul-kaistu avoimena aineistona Suomen metsäkeskuksen rajapinta-aineistoissa (aineistot.metsakeskus.fi/metsakeskus > Vesiensuojelu).

Retentio eli kulkeutumispidättyminen kertoo, kuinka suuri osuus esimerkiksi maanmuokkauksen yhteydessä paljastetuilta pinnoilta sateen vaikutuksesta liikkeelle lähteneestä kiintoaineksestä tavoittaa vesistön. Aineisto on esitetty 2 x 2 m rastereina ja rasterin arvo kertoo kiintoaineksen osuuden, joka päätyy läheiseen vesistöön. Esimerkiksi rasterin arvo 0,9 tarkoittaa, että 90 % solulta lähtevästä ja/tai solulle tulevasta kiintoainesta on arvioitu päätyvän vesistöön. Arvioinnin taustalla on yleistetty tieto pi-dätymisen arvoista pintavalunnan ja ojaverkoston osalta. Pintavalunnassa kiintoainesta on arvioitu pi-dättyvän yksi prosentti jokaisella 2 x 2 m solulla ja vastaavasti ojaverkostossa yhden promillen verran. Kulkeutumispidättyminen on kaukana vesistöstä valunnan lähtöpaikassa lähellä nollaa ja vesistöjen rannassa lähellä arvoa yksi (100 %). Kulkeutumispidättyminen arvoihin vaikuttaa matka vesistöön va-luntareittiä pitkin ja valuma-alueen ojaverkosto. Retentiokarttaa voidaan hyödyntää mm. maanmuok-kauksen ja vesistöjen suojavyöhykkeiden suunnittelussa. Aineisto on laskettu lähes koko Suomelle.

Massatase kuvaa kiintoainekulkeutumisen tasoa. Jokaiselle solulle on laskettu erikseen, kuinka pal-jon sen kautta kulkee kiintoainetta. Kiintoaineen määrään vaikuttaa eroosioherkkyys sekä pintaveden jakaantuminen ja reitit. Massataseen laskennassa on huomioitu yläpuoliselta valuma-alueelta tuleva kiintoainekuorma, solun oma kiintoainekuorma ja kiintoaineen pidättyminen solussa. Massataseen ar-vot kumuloituvat pintavesien virtausreitit pitkin aina vesistöön asti. Vesirajassa olevat massataseen

arvot kertovat kuinka paljon vesistöön pääsee laskennallisesti kiintoainesta. Laskennassa on käytetty RUSLE2015-aineistoa. Massatase voidaan huomioida suojavyöhykesuunnittelussa mm. jättämällä riskialttiisiin kohtiin leveämpi suojavyöhyke. Toistaiseksi aineisto on laskettu vain Pohjois-Pohjanmaan ja Pirkanmaan pilottikohteille, eikä siten kata koko Suomea.

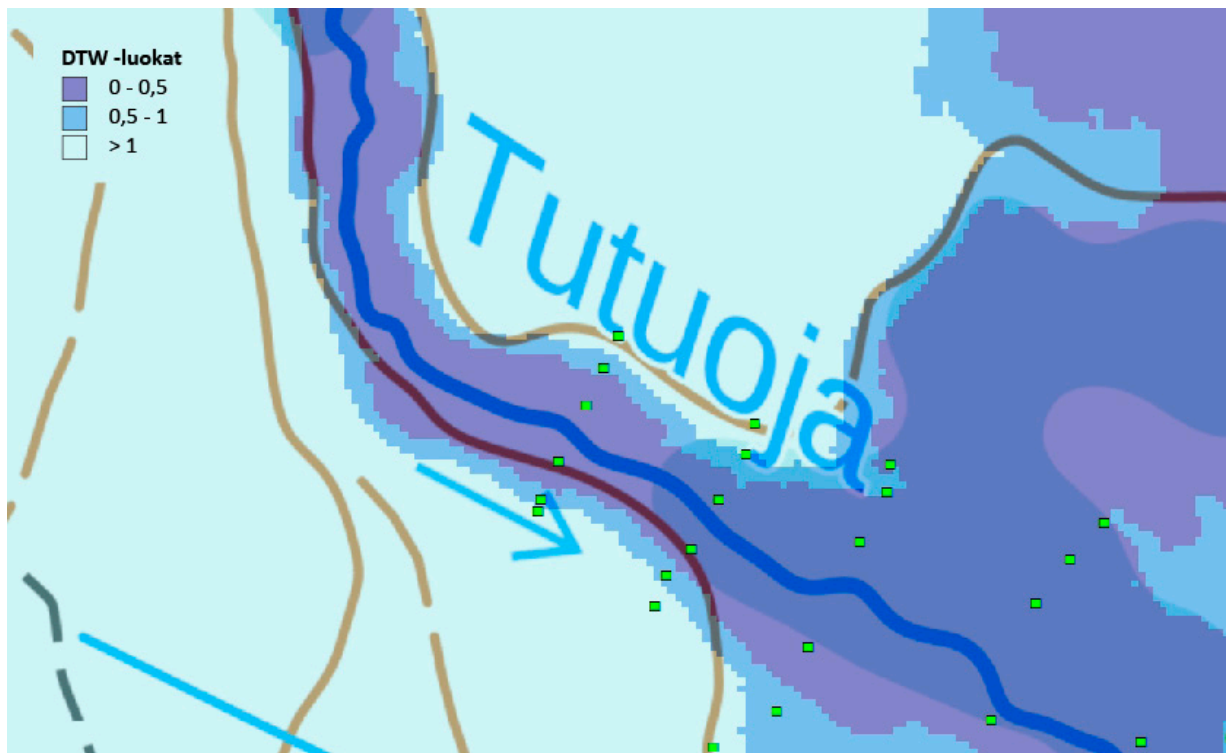
Virtausverkko kuvaa pysyvien ja kausikuivien virtaavan veden reitistöjä valuma-alueella. Se on laskettu Maanmittauslaitoksen digitaalisen korkeusmallin perusteella. Virtausverkko on hyvä apu mm. norojen tunnistamisessa. Tällä hetkellä aineisto kattaa lähes koko Suomen.

2.4 Kasvillisuusselvitykset

Hankkeen kasvillisuusselvitykset tehtiin elokuussa 2021. Jokaiselta tutkimuspuroilta valittiin selvityksiin noin kilometrin mittainen osuus, johon pyrittiin sisällyttämään mahdollisimman paljon vaihtelua sekä kosteusindeksissä että eroosioherkkydessä. Kasvillisuus inventoitiin yhden neliömetrin kokoisista ruuduista, jotka pyrittiin sijoittamaan kolmelle kosteusindeksin vyöhykkeelle (DTW < 0,5, DTW = 0,5-1,0, DTW > 1,0). Ruudut sijoitettiin samalle linjalle molemmin puolin puroa (kuva 5). Linjojen välinen etäisyys oli noin 50 metriä. Ruuduista inventoitiin putkilokasvien, sammalien ja jäkälien peittävyudet.

Kasvillisuuslinjojen lähtöpisteet puron reunasta sekä jokaisen kasvillisuusruudun sijainnit määritettiin tarkkuuspaikantimella (Leica GPS1200). Jokaisesta ruudusta mitattiin maan kosteus kannettavalla kosteusmittarilla (SM150-KIT soil moisture kit) viiden mittauksen keskiarvona. Ruutujen kohdalta mitattiin lisäksi puiden latvusten aiheuttama varjostus (HabitApp-matkapuhelinsovellus) ja kairattiin maaperänäytteet, joista määritettiin turvemaan paksuus ja pääasiallinen maaperälaji.

Kasvillisuusselvityksessä määritettiin kasvilajisto 524 ruudusta. Hanhiojalla kasvillisuuslinjoja saatiin tehtyä vain 11 suunnitellun 20 linjan sijaan, mutta muilla puroilla linjoja tehtiin suunniteltu määrä. Suojavyöhykkeen rajaamiseen sopivaa kosteusindeksin raja-arvoa haarukoitiin lajiston kertymän avulla. Tätä varten kasvuruudut luokiteltiin ruutujen kosteusindeksin arvon perusteella 10 cm levyisiin luokkiin (DTW = 0,1–0,19 m, DTW = 0,2–0,29 m jne.). Tämän jälkeen valittiin satunnaisesti jokaisesta purosta



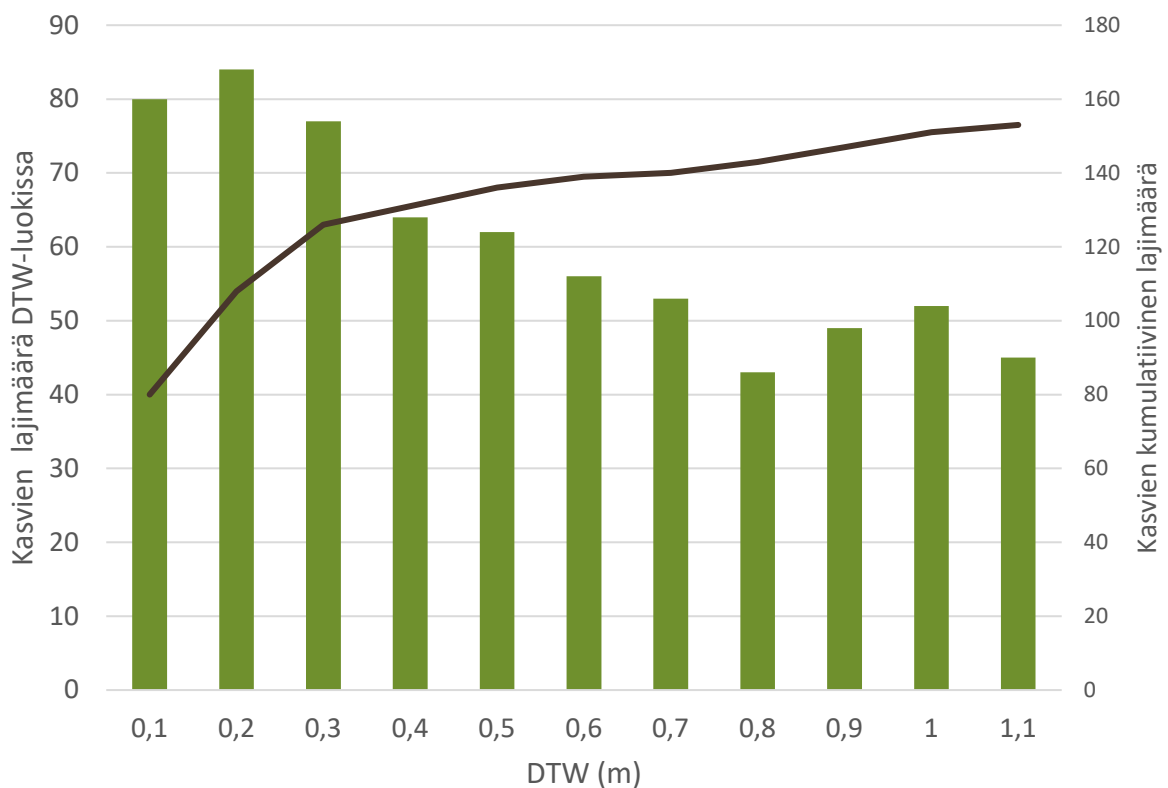
Kuva 5. Esimerkkikuva kasvillisuuslinjojen ja inventointiruutujen sijoittelusta eri kosteusvyöhykkeille Tutuujalla. Vihreät laatikot ovat inventointiruutuja. Taustakartan lähde: Maanmittauslaitos ja Luonnonvarakeskus.

yhtä monta ruutua (N = 4) kuhunkin kosteusindeksin luokkaan. Luokkien lajikertymää ja havaittujen kasvilajien määrää luokissa tarkasteltiin graafisesti ja kosteusindeksin raja-arvo valittiin tämän tarkastelun perusteella.

Purojen varsilta tavattiin yhteensä 192 putkilokasvi- tai sammallajia. Kasvien kumulatiivinen lajimäärä kasvoi voimakkaasti DTW-indeksin luokissa 0,1–0,5 m, jonka jälkeen kasvua tapahtui huomattavasti vähemmän, kunnes lajimäärä jonkin verran nousi luokissa 0,9–1,1 m.

Luokissa havaitut lajimäärät olivat selvästi korkeampia lähellä puron rantaa (DTW = 0,1–0,3 m) kuin ylemmillä luokilla (kuva 6). Kumulatiivisen lajimäärän kasvu ylemmillä luokilla johtuikin lähinnä varpujen runsastumisesta varsinaisella metsävyöhykkeellä. Lajikertymän perusteella kosteusindeksiin perustuvan suojavyöhykkeen raja-arvoksi valittiin 0,5 m. Aineisto jaettiin tämän jälkeen kolmeen ryhmään kosteusindeksin perusteella siten, että ensimmäisen ryhmän muodostivat kosteat alueet (DTW < 0,5 m), toisen ryhmän vaihettumisvyöhykkeen alueet (DTW = 0,5–1,0 m) ja kolmannen ryhmän kuivat alueet (DTW > 1,0 m).

Luokkien välistä vaihtelua kasvilajistossa tutkittiin kasvien lajirunsauden ja lajiston ympäristövaatimuksia ja toiminnallisuutta kuvien Ellenbergin indikaattoriarvojen avulla. Indikaattoriarvoilla voidaan kuvata lajiston vaatimuksia suhteessa valoisuuteen (L), kosteusoloihin (F), maaperän pH:n vaihteluun (reaktio, R) ja typpipitoisuuksiin (tuottavuus, N). Indikaattoriarvot laskettiin kasvien peittävyydellä painotettuina ruutukohtaisina keskiarvoina. Lajien indikaattoriarvot otettiin ensisijaisesti brittiläisistä PLANTATT- (Hill, Preston, & Roy, 2004) ja BRYOATT-taulukoista (Hill, Preston, Bosanquet, & Roy, 2007), mutta mikäli näistä lajille ei löytynyt arvoja, käytettiin tšekkiläistä Chytrýn ym. (2018), puolalaista Fabiszewskin ym. (2010) tai saksalaista Ellenbergin ym. (1991) taulukkoa. Kaikille lajeille ei löydetty kirjallisuudesta indikaattoriarvoja, mutta koska nämä lajit olivat vähän peittäviä ja pääosin harvinaisia, ei puuttuvilla arvoilla ollut suurta vaikutusta peittävyyksillä painotettuun keskiarvoon.



Kuva 6. Kasvien absoluuttinen ja kumulatiivinen lajimäärä kymmenen sentin välein määritellyissä kosteusindeksin (DTW) luokissa.

Sukutasolle määritettyjen taksonien indikaattoriarvot arvioitiin suvun tutkimusalueella esiintyvien lajien indikaattoriarvojen perusteella laskemalla aritmeettinen keskiarvo lajien indikaattoriarvoista. DTW luokkien välistä vaihtelua lajirunsaudessa ja Ellenbergin indeksiarvoissa tutkittiin varianssianalyysillä. Muuttujina mallissa olivat DTW-luokka (kiinteä muuttuja) ja puro (satunnainen muuttuja) pesitettyinä kunkin luokan sisällä. Luokkien väliset erot testattiin LSD (least significant difference) -testeillä.

Kasviyhteisöjen koostumuksen vaihtelua tutkittiin lisäksi NMDS-ordinaation (Non-Metric Multidimensional Scaling) ja lajiston indikaattorilajianalyysin (IndVal; Dufrene & Legendre 1997, De Cáceres ym. 2010) avulla. Lajiston ordinaatiolla kuvataan visuaalisesti lajiston vaihtelua. Kasviruutupisteiden etäisyys toisistaan ordinaatiokuvassa on suoraan verrannollinen niiden lajiston samankaltaisuuden kanssa. Indikaattorilajianalyysissä lajin indikaattoriarvo perustuu sen esiintymisfrekvenssiin kulloinkin tutkittavissa etukäteen määritellyissä ryhmissä. Korkein mahdollinen indikaattoriarvo on 1, jolloin laji esiintyy jonkin ryhmän kaikilla paikoilla, eikä yhdelläkään paikalla missään muussa ryhmässä. Yleensä merkityksellisinä indikaattoreina pidetään lajeja, joiden indikaattoriarvo on vähintään 0,25.

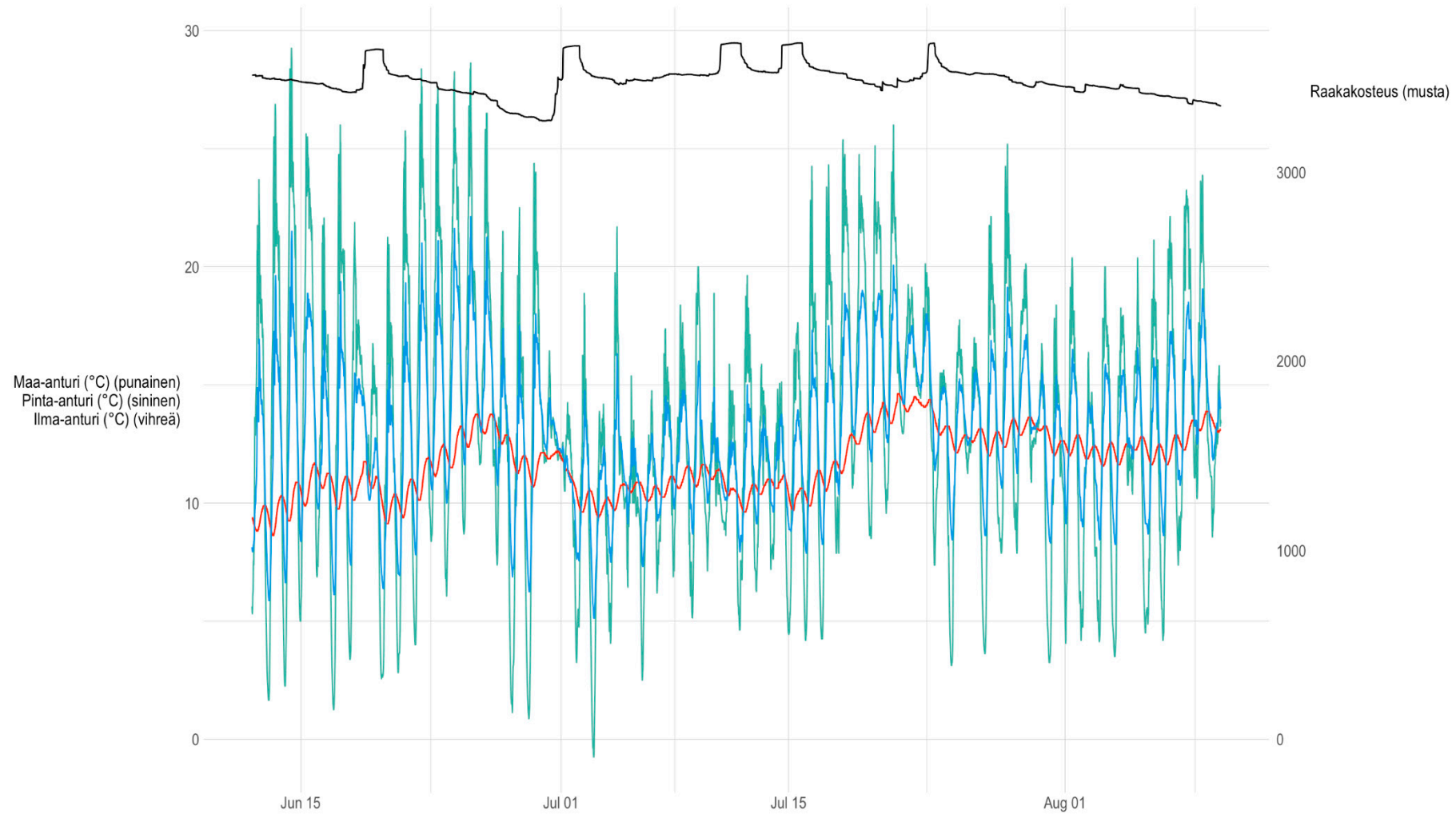
2.5 Maankosteuden jatkuvatoimiset mittaukset

Hankkeessa verrattiin DTW-indeksin arvoja jatkuvatoimisten maankosteusantureiden mittaustuloksiin ja selvitettiin, kuinka hyvin kosteusindeksi kuvaa dynaamisia maankosteusolosuhteita eri vuoden aikoina. Maankosteuden mittalaitteeksi valittiin pitkäaikaiseen mikroilmaston monitorointiin sopiva automaattinen datatallennin Temperature-Moisture-Sensor 4 (TOMST, Praha), joka kerää myös lämpötiladataa kolmelta eri korkeudelta: +15, 0 ja -8 cm korkeuksilta maanpintaan nähden ruohomaisen kasvin olennaisia osia jäljitellen (kuva 7). Automaattinen tallennin mittaa maan pintakerroksen kosteutta noin 14 cm syvyydeltä. Aiemmin tallentimia on testattu niin laboratorio-olosuhteissa kuin hyvin vaihtelevissa luonnonympäristöissä, ja niiden toiminta on havaittu varsin luotettavaksi (Wild ym. 2019).

Kasviruuduista kuuteenkymmeneen asennettiin automaattitallentimet, 12 kappaletta yhtä puronvartta kohden. Ruutujen sijoittelu tehtiin siten, että samalla linjalla olevat ruudut pyrittiin asettamaan DTW-indeksin suhteen viiteen eri mittaussyvyöhykkeeseen (DTW 0–0,4 m, 0,4–0,8 m, 0,8–1,2 m, 1,2–1,6 m) ja >1,6 m), joten kolmen tutkimuspisteen linjoja tuli jokaiselle valitulle purolle neljä kappaletta.

Automaattitallentimet asennettiin 10.–11.6.2020 ja luettiin ensimmäisen kerran saman kesän elokuussa ja toisen kerran kesäkuussa 2021. Tallentimien data loppuu 3.11.2021, jolloin ne kerättiin pois maastosta. Kasviruuduista mitattiin tallentimien luennan yhteydessä maaperän volumetrinen kosteus myös manuaalisesti Delta-T:n SM150 Soil Moisture Kit -laitteella. Maalaji vaikuttaa automaattitallentimien arvojen kalibrointiin, joten kohteista otettiin sylinterimaanäytteet, joista mitattiin laboratorioissa kosteus lämpökaappikuivatusmenetelmää (SFS-EN ISO 17892-1:2015) hyödyntäen. Jokaisen kosteusanturin kohdalta, 14 cm syvyydestä, otettiin maaperänäyte. Näytteet luokiteltiin laboratorioissa viiteen maalajiluokkaan, jotka olivat turve, hiekka, turpeinen hiekka, siltti ja turpeinen siltti. Sekamaalajiluokat turpeinen hiekka ja turpeinen siltti sisälsivät sekä turvetta että kivennäismaata. Tuloksista laskettiin volumetrinen kosteus eli veden tilavuuden osuus koko näytteen tilavuudesta, jota käytettiin automaattitallentimien datan kalibrointiin vertaamalla niitä näytteenottohetkellä mitattuihin raakakosteusarvoihin. Lisätietoja kosteuden määrittämisestä ja aineiston kalibroinnista löytyy Helli Karhusen diplomityöstä (Karhunen 2022).

Ilmatieteenlaitoksen rajapinnasta kerättiin sadanta- ja lämpötilatiedot tutkimusjaksolta Pudasjärven lentoaseman ja Taivalkosken havaintoasemilta. Näitä tietoja tarkasteltiin visuaalisesti ja tilastollisesti TMS-automaattitallentimien tuottaman aineiston rinnalla. Asemat sijaitsivat useiden kilometrien päässä tutkimuspuroista. Tarkistetusta ja korjatusta aineistoista laskettiin kullekin mittauspisteelle maaperän kosteuden keskiarvo, mediaani ja vaihteluvälit sekä kasvukaudelle että koko vuodelle. Lisäksi tutkittiin kosteusarvojen toistuvuuksia ja pysyvyyksiä kumulatiivisten arvojen (10, 25, 75, 90 %:n kertymät) ja kiinteiden kynnsarvojen (volumetrinen kosteus yli 40 tai 60 %) avulla. Luokkien välisiä eroja maankosteuden tunnusluvuissa tutkittiin Welchin, Tukeyn HSD, Kruskal-Wallis ja Dunnin testeillä sekä yksisuuntaisella varianssianalyysillä (Karhunen 2022).



Kuva 7. Kuvaajaksi muotoiltu esimerkki yhden TMS-datatallentimen tallentamista lämpötila- ja raakakosteustiedoista kesältä 2020. Taustakartan lähde: TOMST ja Oulun yliopisto.

2.6 Koneoppimisen hyödyntäminen suojavyöhykkeiden rajaamisessa

Koneoppimiseen perustuvia suojavyöhykkeitä varten kasviaineistosta laskettiin ensin lajiston monimuotoisuutta sekä lajiston ympäristövaatimuksia ja toiminnallisuutta kuvaavia vastemuuttujia. Monimuotoisuutta kuvattiin kasvien lajimäärällä sekä Simpsonin ja Shannonin diversiteetti-indeksillä. Indeksien havaittujen arvojen sijaan käytettiin arvojen poikkeamaa purokohtaisesta keskiarvosta, joka laskettiin jakamalla muuttujan havaittu arvo puron kasvuruuduista laskettujen muuttujan arvojen keskiarvolla. Poikkeamien avulla purokohtaiset erot muuttujien arvoissa saatiin poistettua. Tämän jälkeen arvot jaettiin kolmeen monimuotoisuusluokkaan siten, että yläkvartiiliin yläpuolinen (yli 75 % datasta), alakvartiiliin alapuolinen (alle 25 % datasta) ja näiden välinen osuus arvoista muodostivat luokituksen, jossa ylin ja alin luokka edustavat joko korkean tai alhaisen monimuotoisuuden ruutuja. Indikaattoriarvot luokiteltiin samalla tavalla kuin monimuotoisuutta kuvaavien muuttujien arvot.

Mallinnuksen lähtöaineistoina käytettiin laserkeilausdatasta johdettuja paikkatietoaineistoja (taulukko 1). Kosteusindeksissä käytettiin keskimääräisen kynnysarvon 4 ha lisäksi kynnysarvoja 0,5 ha, 1 ha ja 10 ha, jotka kuvaavat hyvin kosteita tai kuivia olosuhteita. Mallinnuksessa käytettiin lisäksi useita pistepilviaineistosta tuotettuja puuston ominaisuuksia kuvaavia muuttujia. Latvuspeittävyys on laskettu pistepilviaineistosta jakamalla yli viiden metrin korkeudelta tulevien ensimmäisten paluukaikujen määrä kaikkien ensimmäisten paluukaikujen määrällä, joka on vielä kerrottu prosentteihin. DRM_Lcv kertoo tulkintayksiköllä (16 x 16 m hilalle) osuvien paluukaikujen korkeuden eriarvoisuuden suhdetta. Mitä lähempänä arvo on yhtä, sitä enemmän puustossa on kokovaihtelua. DRM_Lskewp puolestaan kertoo minkä suuntainen vinouma on, mikä auttaa hahmottamaan muun muassa ylispuustoiset hakkuut kerroksellisista metsistä. Miinus yksi (-1) tarkoittaa vinoumaa alikasvokseen, 0 ei vinoumaa ja 1 vinoumaa ylispuustoisuuteen. Biodiversiteetti (BIODIV) on arvioitu Simpsonin monimuotoisuusindeksillä ja laskenta on tehty metsävarahilalle. Menetelmässä korostuvat kohteet, jossa puulajien määrä on tasaisesti jakautunut. Metsävarahilan puustotulkinnasta saadaan toisaalta ainoastaan kolmea puulajiluokkaa, jotka ovat mänty, kuusi ja lehtipuu, joten indeksi kuvaa lähinnä sekametsien esiintymistä. Lähellä yhtä olevat arvot kuvaavat siis sekapuustoista 16 x 16 m hilaa, jossa puulajeja on yhtä paljon. Hila, joka saa lähellä nollassa olevan arvon, on puolestaan joko mänty-, kuusi- tai lehtipuuvaltainen. Lahopuun potentiaalin (LAHOP) laskenta perustuu Mikkonen ym. (2018) julkaistuihin lahopuupotentiaalifunktioihin, ja sen arvo vaihtelee välillä 0-1: mitä suurempi arvo on, sitä suurempi on hilan lahopuupotentiaali. Puuston latvusmalli (Canopy height model, CHM) kuvaa puuston korkeutta ja sen mittayksikkönä on metri.

Taulukko 1. Koneoppimismallien selittävät muuttujat ja parametrit, niiden resoluutio ja lähde.

Muuttuja	Parametri	Resoluutio	Lähde
BIOD	Biodiversiteetti	16 m	Metsävarahila
LAHOP	Lahopuaindeksi	16 m	Metsävarahila
DRM_latvus	Latvuspeittävyys	16 m	Digiriistametsä
DRM_tiheys	Latvustiheys	16 m	Digiriistametsä
DRM_Lcv	Puuston kokoja-kauma	16 m	Digiriistametsä
DRM_Lskew	Puuston peittävyys	16 m	Digiriistametsä
DTW05ha	DTW 0,5 ha	2 m	DEM*
DTW1ha	DTW 1 ha	2 m	DEM*
DTW4ha	DTW 4 ha	2 m	DEM*
DTW10ha	DTW 10 ha	2 m	DEM*
CHM	Puuston korkeus	1 m	DTM** ja DSM**

* DEM = Digital Elevation Model, ** johdettu DEM:stä

Suojavyöhykkeiden paikkatietoaineistojen arvot kasvuruuduille määritettiin ArcGis-ohjelmalla. Aineista poistettiin ruudut, joissa paikkatietoa (DRM-data, BIOD ja LAHOP) ei ollut saatavilla, minkä seurauksena lopullisen aineiston koko oli 424 kasvuruutupistettä. Mallinnuksessa ja mallien arvioimisessa käytettiin päätöspuupohjaista Extreme Gradient Boosting -algoritmiä. Mallinnukset tehtiin R-ohjelmistopakettilla caret (Kuhn ym. 2022), joka on koneoppimismallien rakentamiseen kehitetty ohjelmistopaketti. Aineisto jaettiin satunnaisesti kahteen osaan siten, että varsinaisessa mallinnusaineistossa oli 70 % havainnoista ja testausaineistoksi jätettiin 30 % havainnoista. Parhaat parametrit algoritmile haettiin grid search -menetelmällä. Mallin ylisovitusta kontrolloitiin 10-kertaisella ristiinvalidoinnilla, jossa mallia testataan satunnaisesti aineistosta poistetuilla havainnoilla. Mallin hyvyyttä arvioitiin testausaineiston ennusteiden osumatarkkuudella (accuracy) ja Cohenin kappa-indeksillä. Mallien vastemuuttujat valittiin ajamalla algoritmi ensin kaikilla selittävillä muuttujilla ja tämän jälkeen lopullinen malli valittiin RFE (Recursive Feature Elimination) -menetelmällä, jossa suhteellisesti vähiten selittävä muuttuja jätetään pois mallista seuraavalta mallinnuskierrokselta.

2.7 Suojavyöhykkeiden puusto- ja talouslaskelmat

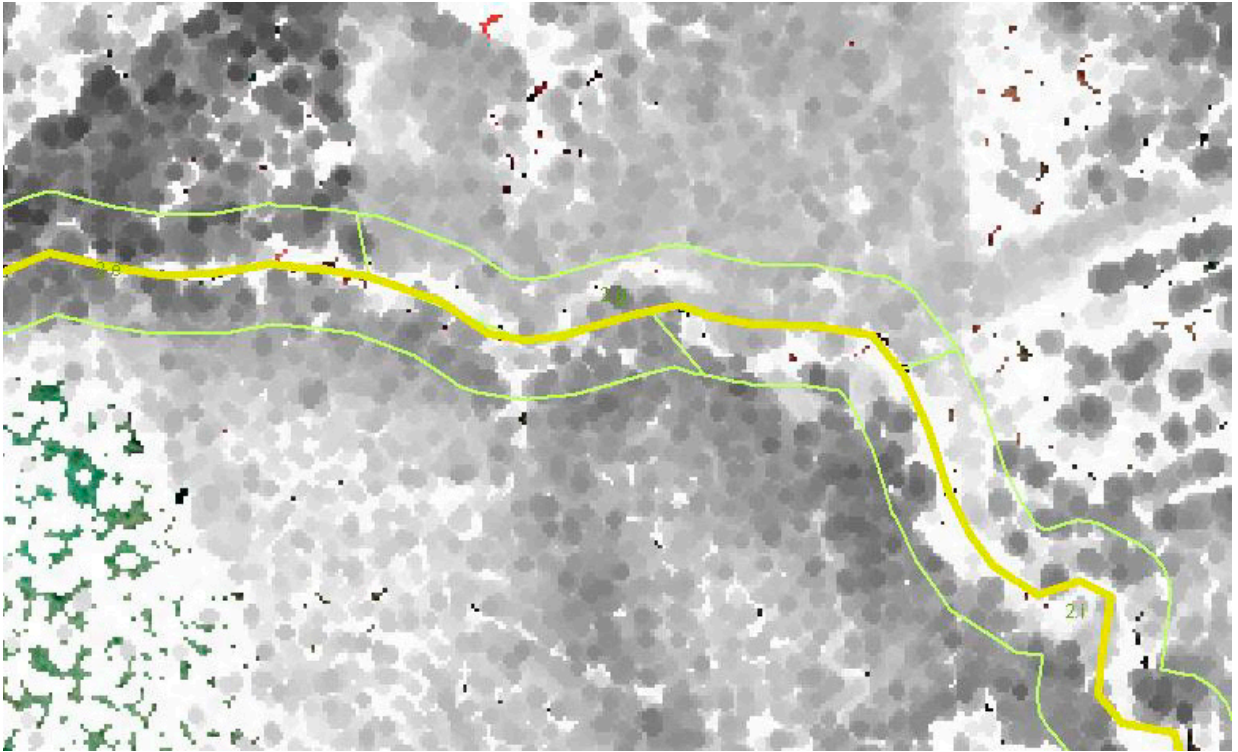
Suojavyöhykkeille laskettiin paikkatietoaineistoihin perustuen jäävän puuston taloudellinen nykyarvo eri suojavyöhykeratkaisuilla ja puuston käsittelyskenaarioilla. Suojavyöhykkeen puuston nykyarvo määritettiin kosteusindeksiin perustuvan suojavyöhykkeen sekä kosteusindeksin ja eroosiomallin rajausten yhdistelmän perusteella. Suojavyöhykkeelle asetettiin 50 metrin maksimirajaus tilanteissa, joissa kosteusindeksin arvo ei tätä lyhyemmällä etäisyydellä muutu. Tällaisia alueita olivat esimerkiksi ojanvarret, korpi- ja rämejuotit sekä puronvarsien läheisyyteen rajautuvat avosuot ja vähäpuustoiset suot.

RUSLE 2015 -eroosiomalliin perustuvan suojavyöhykerajauksen eroosioriskipotentiaalın raja-arvona käytettiin 100 kg/ha. Eroosiomallilla tuotetusta rajauksesta muodostettiin yhtenäinen liittämällä se kosteusindeksin tuottamaan suojavyöhykerajaukseen silloin, kun eroosiomallin tuottama rajaus jäi irti kosteusindeksiin perustuvasta rajauksesta. Vertailun vuoksi puuston arvo määritettiin myös 5, 10 ja 15 metriä leveiltä tasalevyisiltä vyöhykkeiltä sekä koneoppimisen avulla mallinnetulta suojavyöhykkeeltä.

Suojavyöhykkeiden puustokuviot muodostettiin purojen varsille puuston korkeusmallin (kuva 8) ja väri-infra ilmakuvan perusteella (kuva 9). Puuston korkeusmallissa värin tummuus esittää puuston korkeuden vaihtelua: mitä pidempää puusto on, sitä tummempi väri mallissa on. Suojavyöhykerajaukset muodostettiin noin yhden kilometrin puro-osuuksille, jossa kasvillisuusinventointiruudut sijaitsivat.

Puustotiedot kuvioille laskettiin metsävaratiedon hila-aineistosta. Puustotieto laskettiin 15 m tasalevyiselle vyöhykkeelle, joka muodostettiin puron molemmin puolin kosteusindeksin 0,5 m arvon perusteella rajatulle, eroosiomalliin perustuvalla sekä koneoppimisen avulla muodostetulle suojavyöhykkeelle. Puustotiedon tarkkuus on heikompi laskettaessa tietoja kokonaisia (16 x 16 m) hiloja pienemmille alueille: tässä työssä 15 m suojavyöhykkeen puustotietojen perusteella tuotettiin laskennallisesti puustotiedot 10 ja 5 metrin tasalevyisille vyöhykkeille. Metsikkökuvioille käsittelyiksi valittiin jaksollisen metsänkasvatuksen mukainen harvennushakkuu sekä jatkuvan kasvatuksen mukainen pöimintahakkuu.

Harvennushakkuun puuston harvennustarve arvioitiin pohjapinta-alaan ja valtapituuteen perustuvilla kasvupaikkakohtaisilla harvennussmalleilla (Metsänhoidon suositukset 2021). Kuvioilla, joilla oli harvennustarvetta, hakkuuskenaariossa puuston pohjapinta-ala laskettiin harvennussmallien suosittamalle tasolle. Metsänhoitosuosituksen mukaan harvennushakkuissa pyritään säilyttämään metsiköiden sekapuustoisuus ja lisäämään lehtipuuosuutta (kuva 10), joten hakkuupoistumaa määritettäessä ei poistettu puulajeja, joiden pohjapinta-ala oli alle 3 m²/ha. Tällöin metsiköiden sekapuustoisuus säilyy. Harvennushakkuun jälkeen seuraavissa hakkuissa on yleensä tarkoituksena säilyttää monimuotoisuuden kannalta tärkeät puulajit, kuten haavat, lepät, pihlajat, raidat ja tuomet.



Kuva 8. Puuston korkeusmalli harmaan eri sävyillä. Mitä tummempi sävy on, sitä korkeampia puut ovat. Puro on korostettuna keltaisella viivalla ja sen ympärille on piirretty 15 metrin suojavyöhyke vihreällä viivalla. Metsikkökuviot on rajattu suojavyöhykkeen sisään poikkiviivalla. Taustakartan lähde: Suomen metsäkeskus.



Kuva 9. Väri-infra ilmakuvan punainen väri osoittaa lehtipuuston, mutta siitä ei voida erottaa puulajia. Puro on korostettu keltaisella paksulla viivalla ja sen ympärille piirretty 15 metrin suojavyöhyke vaalean vihreällä ohuella viivalla molemmiin puolin puroa. Metsikkökuviot on rajattu suojavyöhykkeen sisään poikkiviivalla. Taustakartan lähde: Maanmittauslaitos.



Kuva 10. Ensiharvennuksessa on pyritty sekametsäisyyteen. Kuva: Anu Hilli.

Poimintahakkuu on jatkuvan kasvatuksen hakkuumenetelmä, jossa pyritään edistämään metsän luontaista uudistumista poistamalla metsikön suurimpia puita, tekemällä tilaa pienemmille elinvoimaisille puille sekä lisäämällä kasvutilaa kenttäkerroksessa uusien taimien muodostumiseksi. Poimintahakkuuta käytetään yleisimmin jatkuvan kasvatuksen kuusivaltaisissa metsiköissä (kuva 11). Metsänhoitosuositusten mukaan sekapuustoisuus ja puuston erirakenteisuus säilytetään suojavyöhykkeillä. (Metsänhoidon suositukset 2021).

Poimintahakkuun jälkeistä puuston arvoa määritettäessä kuvion puuston pohjapinta-ala laskettiin kasvupaikkakohtaisten suositusten tasolle. Lehtomaisilla kankailla ja niitä vastaavilla turvemaidella pohjapinta-alasuositus on 10 m²/ha, tuoreilla kankailla ja niitä vastaavilla soisilla kasvupaikoilla 9 m²/ha ja kuivahkoilla kankailla ja niitä ravinteisuustasoltaan vastaavilla soilla 8 m²/ha (Metsänhoidon suositukset 2021). Hakkuissa on tarkoitus säilyttää monimuotoisuuden kannalta tärkeät puulajit, kuten haavat, lepät, pihlajat, raidat, ja tuomet sekä taloudellisesti arvokkaat männyt.

Metsänhoitosuositusten mukaan puun korjuu suojavyöhykkeiltä on mahdollista, mikäli hakkuu voidaan tehdä suojavyöhykkeen ulkopuolelta maanpintaa ja pintakasvillisuutta rikkomatta. Kosteusindeksiin perustuvassa rajauksessa tällainen hakkuu ei käytännössä aina olisi mahdollista vyöhykkeen laajuuden vuoksi. Tätä ei kuitenkaan huomioitu puuston arvon laskennassa, vaan poimintahakkuun tuottama kantorahatulo ja jäävän puuston arvo laskettiin koko rajauksen tuottamalle suojavyöhykkeelle.

Molemmissa hakkuuskenaarioissa puuston arvo määritettiin puuston kantohinta-arvona, eli metsikön pystypuuston tilavuuden, puutavaralajijakauman ja vallitsevien kantohintojen perusteella laskettuna arvona. Metsävaratiedosta saatiin arviot mänty-, kuusi- ja koivutukille sekä mänty-, kuusi- ja lehtikuidulle. Puuston määrä ja puutavaralajijakauma perustuivat Metsäkeskuksen metsävaratietoihin, maastotarkastuksia ei tehty. Puuston arvon laskennassa käytettiin vuoden 2020 kymmenen kuukauden (tammikuu-lokakuu) pystykaupan hintojen keskiarvoa. Hintatiedot saatiin Luonnonvarakeskuksen tilastoista Kainuun-Koillismaan hinta-alueelta. Puuston arvon laskennassa käytettiin seuraavia hintoja: mäntytukki 48,3 €/m³, kuusitukki 48,6 €/m³, mäntykuitu 15,9 €/m³, kuusikuitu 16,9 €/m³ ja koivukuitu 14,55 €/m³.



Kuva 11. Metsikkö poimintahakkuun jälkeen. Kuva: Anu Hilli.

Lehtipuiden osalta arvon laskenta perustuu koivukuituun, sillä metsävaratieto ei erittele eri lehtipuulajeja. Hakkuukertymän arvioinnissa käytettiin relaskoopitaulukkoa, joka ilmoittaa puustomäärän pohjapinta-alaan ja puuston valtapituuteen perustuen. Puron varsien kuvioiden puustot olivat pääosin sekalajisia, sillä suurimmalla osalla kuvioista esiintyi lehtipuuta, mäntyä ja kuusta.

2.8 Siniset tavoitteet -menetelmän testaaminen

WWF Sweden kehitti Sinisen tavoitteet -työkalun vuonna 2011 Living Forest Waters -hankkeessa (wwf.se/levandeskogsvatten) ja siitä julkaistiin englanninkielinen käsikirja (Henrikson 2018). Työkalusta on saatavilla ilmainen mobiilisovellus Google Play -sovelluskaupasta useilla kielillä Android käyttöjärjestelmiin Blue Targeting -nimellä. Työkalu on saatavilla myös lomakemuodossa ja se löytyy julkaisun Ring ym. 2019 liitteenä.

Siniset tavoitteet -työkalun (LVH+) avulla virtavesien sekä niiden varrella olevan rantametsän suojelutarvetta tarkastellaan neljästä eri näkökulmasta: 1) kohteen luontoarvot (L), 2) näkyvät ihmistoiminnan vaikutukset (V), 3) kohteen herkkyys muutoksille (H) ja 4) lisäarvot (+) kuten erityiset kasvi- tai eläinlajit tai virkistysarvot. Kohde saa ennen mainituista kohdista pisteitä, joiden avulla se luokituu johonkin seuraavista luokista: VT = vesiympäristö edellyttää tavallista huomiota, jolloin metsänkäsittelyssä voidaan toimia tavallisimpien metsänkäsittelyohjeiden mukaan, VV = vesiympäristö edellyttää vahvistettua huomiota, jolloin metsänkäsittelyssä pitää ottaa huomioon kohteen erityispiirteet ja suojella niitä esimerkiksi käyttämällä tavallista leveämpiä suojavyöhykkeitä, VK = vesiympäristö edellyttää koskemattomuutta eli metsänkäsittelytoimista pidättäytymistä tai VL = vesiympäristö edellyttää lisätoimia esimerkiksi vesistökuunnostuksia (kuva 12).

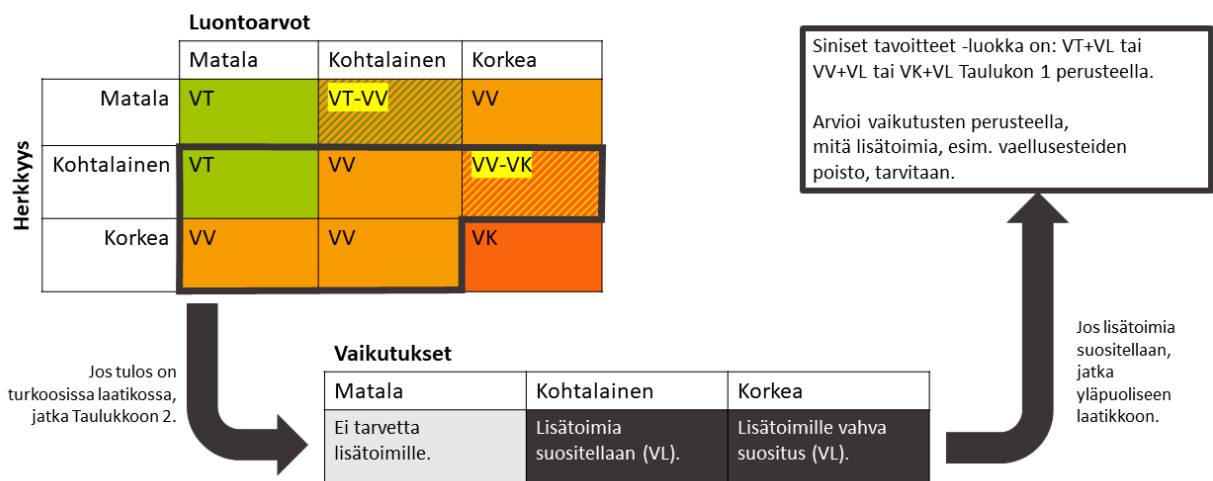
Työkalu auttaa huomaamaan ne kohteet, joissa muutoksia voi helposti tapahtua (esimerkiksi eroosioherkkä tai kostea maaperä) sekä ympäristön suojeltavan arvoiset luontoarvot (esimerkiksi lahoppuut) ja muut

tekijät, jotka on hyvä ottaa huomioon suojavyöhykkeen suunnittelussa. Työkalu auttaa myös huomaamaan, millä toimilla voidaan lisätä kohteen luonto- tai virkistysarvoja tai vähentää ihmistoiminnan vaikutusta.

Hankkeessa tutkittiin olemassa olevien paikkatietoaineistojen soveltuvuutta Siniset tavoitteet -luokitteluun työpöytätyönä kohdepuroilta yhden kilometrin matkalta. Luokitus tehtiin myös maastossa lomakkeiden avulla samalta matkalta. Jokainen lomake kuvaa purojaksoa, jossa sekä rantametsän että puron ominaisuudet eivät muutu. Kun ominaisuudet muuttuvat aloitetaan uusi jakso, joten jaksojen pituudet voivat vaihdella.

Kaaviokuva, joka auttaa määrittämään Siniset tavoitteet -luokan ja tarpeen lisätoimille

Taulukko 1. Siniset tavoitteet -luokan määrittely. Jos tulos on tummanruskeassa laatikossa, jatka Taulukkoon 2 (Vaikutukset), jossa arvioidaan lisätoimien tarve.



Taulukko 2. Vaikutusten luokitus lisätoimia (VL) varten.

Kuva 12. Siniset tavoitteet menetelmän kuvaus kaaviona. Muokattu Ring ym. 2019 kuvasta.

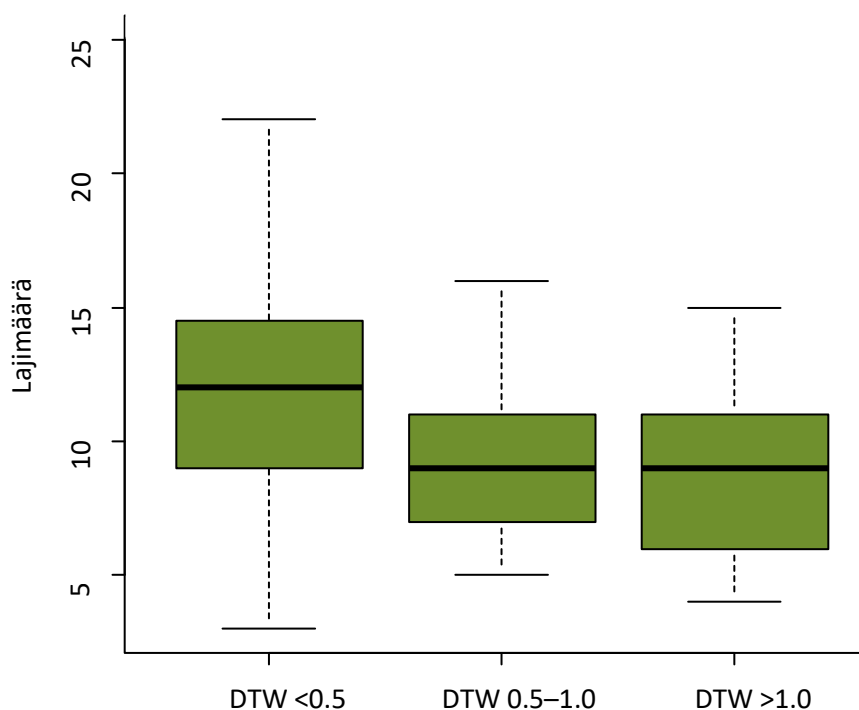
2.9 Kyselytutkimus Pohjois-Pohjanmaan metsänomistajille

Hankkeen kyselytutkimus lähetettiin metsänomistajille huhtikuussa 2022. Tutkimuksen kohderyhmänä oli Pohjois-Pohjanmaan alueella luonnollisten henkilöiden, kuolinpesien ja verotusyhtymien omistamat metsätilakokonaisuudet, joissa oli metsätalouden maata vähintään kymmenen hehtaaria. Kysely kohdennettiin 14 637 metsätilan omistavalle henkilölle ja 644 kuolinpesälle poimintana Suomen metsäkeskuksen metsätietojärjestelmästä (perusjoukko). Kyselylomake ja sen 22 kysymystä (liite 1) testattiin 203 alueen metsätalallisella ennen varsinaista kyselyä. Testivastausten perusteella lomaketta vielä hiukan parannettiin mm. määrittelemällä siinä käytetyt tärkeimmät käsitteet, kuten ”suojavyöhyke” tai ”ranta-metsä”. Lopullinen sähköinen kyselylomake lähetettiin Webropol online -kyselytutkimustyökalun avulla yhteensä 14 759 vastaajan sähköpostiin. Toistamiseen kysely lähetettiin 11 päivän kuluttua heille, jotka eivät määräaikaan mennessä olleet vielä vastanneet. Muistuttamisen lisäksi vastausaktiivisuutta pyrittiin lisäämään arpomalla vastanneiden kesken palkinto. Tuloksia analysoitiin tilastollisesti SPSS-ohjelmalla käyttäen esimerkiksi regressioanalyysyjä (lineaarinen, binaarinen ja ordinaalinen) ja t-testiä.

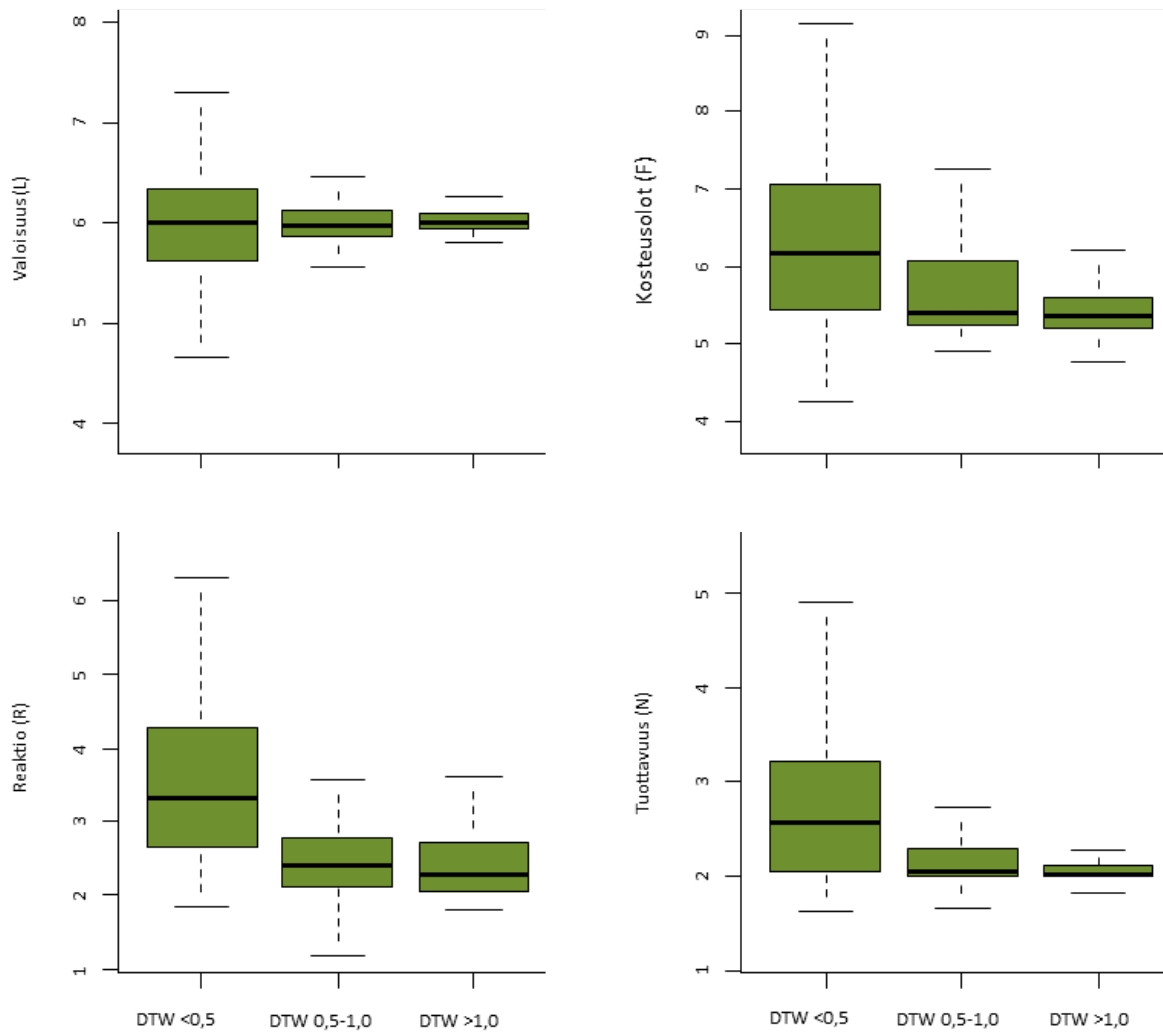
3 Tulokset

3.1 Kasvillisuuteen perustuvat suojavyöhykerajaukset

Ruutukohtainen kasvien lajimäärä oli alimmillaan kolme lajia ja korkeimmillaan 27 lajia. Lajimäärä oli odotetusti korkein kosteimmassa DTW-luokassa ($F = 16.590$, $P < 0.001$) (kuva 13). Luokan lajimäärä poikkesi molemmista kuivemmista luokista (keskimääräinen erotus $> 2,86$, $P > 0,001$), joiden välillä ei eroja havaittu. Rantametsän kosteusolosuhteet selittivät voimakkaasti kosteaa maaperää sekä korkeaa maaperän pH:ta ja typpipitoisuuksia indikoivien lajien esiintymistä ($F > 15,661$, $P < 0,001$; kuva 14). Kosteimman luokan indikaattoriarvot poikkesivat kuivempien luokkien arvoista (keskimääräinen erotus $> 0,630$, $P < 0,001$). Kosteusindeksiin perustuva luokitus ei selittänyt lajiston valoisuusvaatimuksiin perustuvaa vaihtelua, mutta kosteimmassa luokassa lajiston valoisuusvaatimuksissa oli selvästi enemmän vaihtelua kuin kuivemmissa luokissa.

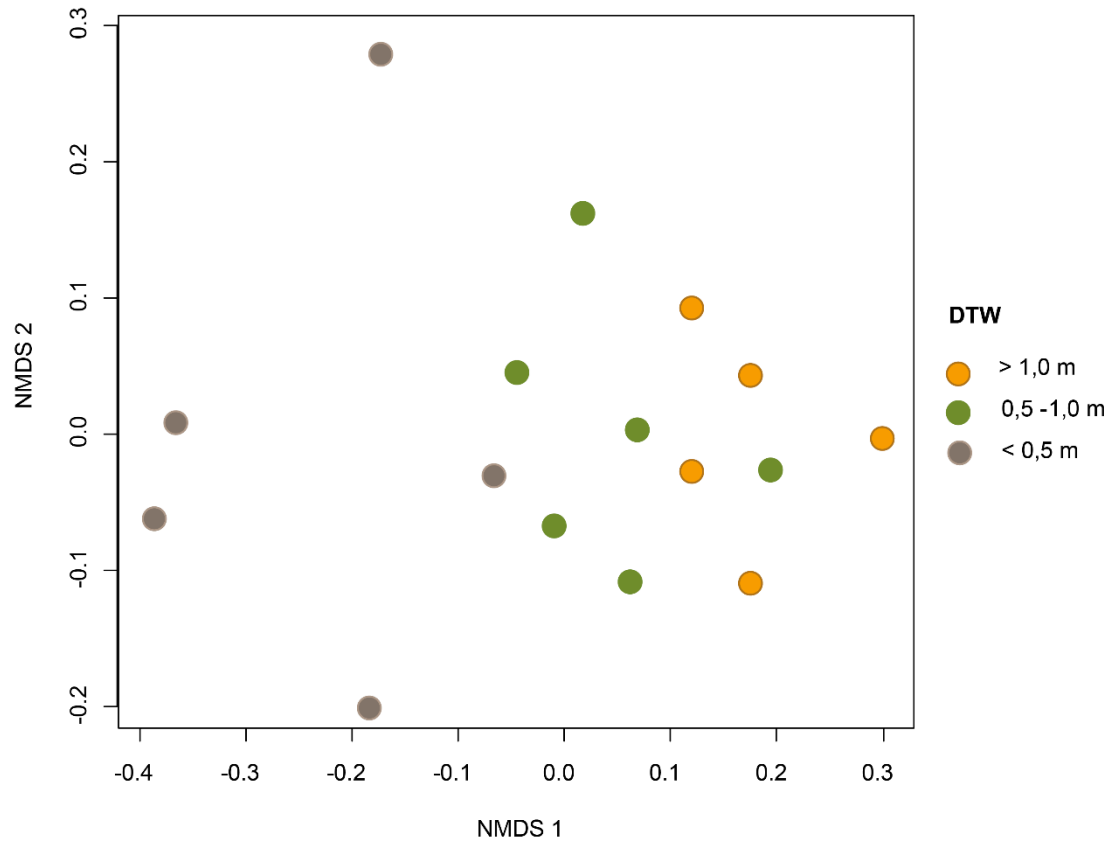


Kuva 13. Kasvilajien määrä DTW-luokissa. Laatikon keskiviiva osoittaa luokan mediaanin (50 % havainnoista), alareuna alakvartiiliin (25 % havainnoista) ja yläreuna yläkvartiiliin (75 % havainnoista). Viikset ovat luokkien minimi- ja maksimiarvot.



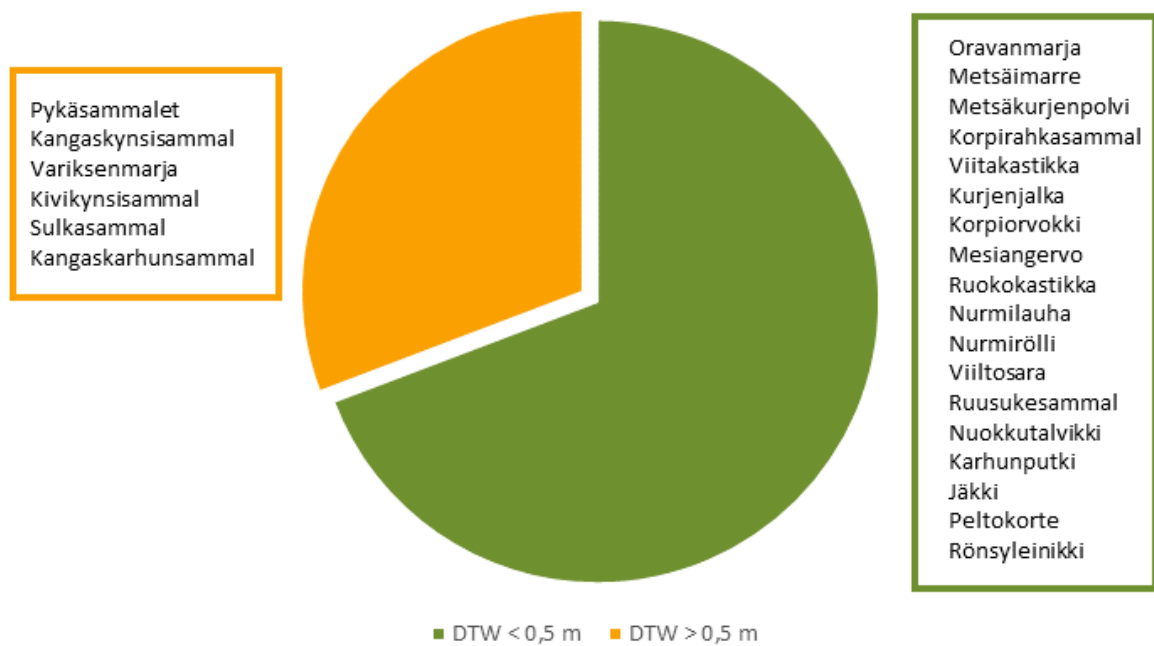
Kuva 14. Ellenbergin indikaattoriarvot DTW-luokissa. Laatikon keskiviiva osoittaa luokan mediaanin (50 % havainnoista), alareuna alakvartiiliin (25 % havainnoista) ja yläreuna yläkvartiiliin (75 % havainnoista). Viikset ovat luokkien minimi- ja maksimiarvot.

Myös lajiston keskimääräisiin peittävyksiin perustuvan NMDS-ordinaation perusteella näyttäisi siltä, että kostean vyöhykkeen lajisto poikkeaa selvästi kahden muun vyöhykkeen lajistosta (kuva 15). Lisäksi näyttää siltä, että purojen väliset erot lajistossa ovat selvästi suurempia kostealla vyöhykkeellä, mikä viittaa siihen, että lajiston vaihtuma on suurempaa tällä vyöhykkeellä kuin kuivemmilla alueilla.



Kuva 15. NMDS-ordinaatio kuvaa kolmen kosteusindeksivyöhykkeen kasvilajiston eroavuuksia. Mitä kauempana pisteet ovat toisistaan, sitä erilaisempaa kasvilajisto on kyseisten ryhmien (pallojen) välillä. Pallojen väri kertoo, mistä kosteusvyöhykkeestä (N = 3) on kyse ja kutakin tutkimuspuroa (N = 5) edustaa yksi pallo kussakin kosteusvyöhykkeessä. Lajisto vaihtuu erilaiseksi kosteasta (DTW < 0,5 m) kuivempiin (DTW = 0,5–1,0 m ja DTW > 1,0 m) vyöhykkeisiin.

Kostealla vyöhykkeellä oli myös useita sille ominaisia lajeja (indikaattoriarvo > 0.25), joita tavattiin vain harvakseltaan kahdelta kuivemmilta vyöhykkeiltä (kuva 16). Vyöhykkeen kasvillisuudessa on vaatiasta korven, lehdon ja lehtomaisen kankaan sekä niityn lajistoa, kun taas kuivemmille vyöhykkeille ominaisia lajeja olivat vain muutamat sammaleet ja varvut. Kasvupaikkaolosuhteita kuvaavista Ellenbergin indikaattoriarvoista kosteusolosuhteet (F), pH:n vaihtelusta kertova reaktio (R) ja tuottavuus (N) olivat keskimäärin suuremmat DTW luokassa < 0,5 m verrattuna muihin luokkiin (kuva 14). Sen sijaan valoisuudessa (L) ei ollut keskimäärin eroa luokkien välillä.

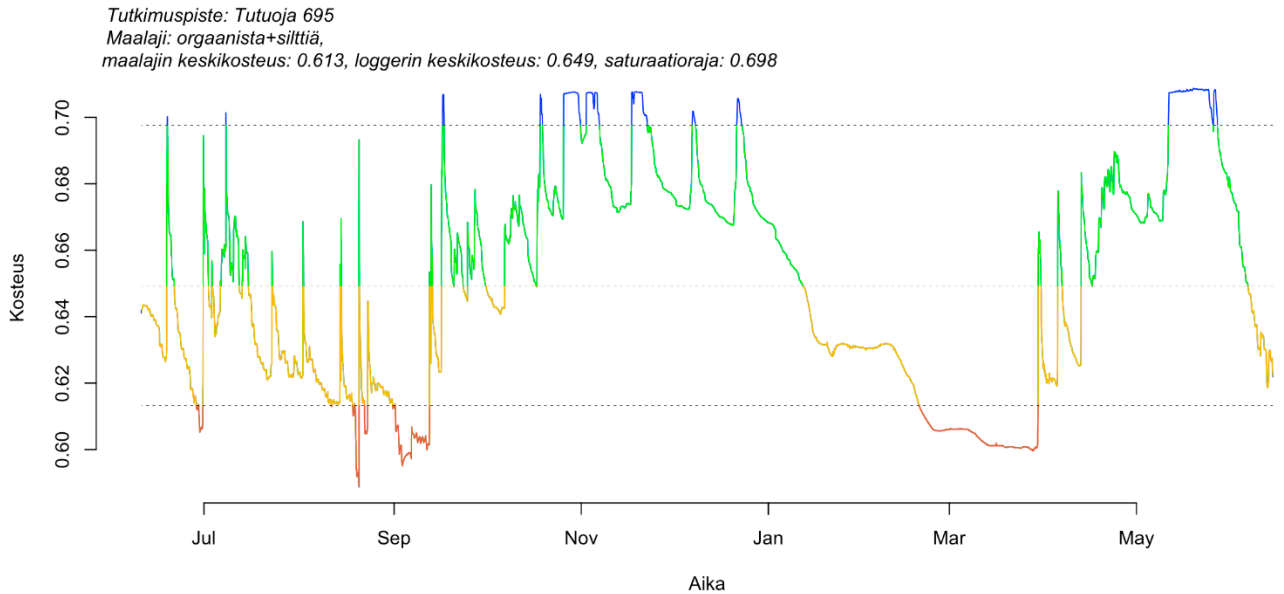


Kuva 16. Kosteusvyöhykkeiden indikaattorilajistoa ja eri kosteusvyöhykkeitä indikoivien lajien osuus indikaattorilajistosta kosteusvyöhykkeittäin. Luokan DTW < 0,5 m mukaisella vyöhykkeellä tyypillisiä kasveja olivat erilaiset korvissa, lehdossa, lehtomaisilla kankailla ja niityillä viihtyvät lajit. Luokan DTW > 0,5 m alueella tyypillistä lajistoa olivat varvut ja tietyt sammalet.

3.2 Maankosteuden vaihtelu purojen varsilla

Maankosteuden vaihtelussa käytettiin muihin hankkeen analyysihin verrattuna tarkempaa DTW-luokitusta (luokka 1 = DTW 0-0,4 m, luokka 2 = DTW 0,4-0,8 m, luokka 3 = 0,8-1,2 m, luokka 4 = DTW 1,2-1,6 m ja luokka 5 = DTW yli 1,6 m), jotta maankosteusanturit saatiin sijoitettua tasaisemmin DTW- ja maalajiluokkiin. Mittausvyöhykkeellä DTW 0-0,4 m oli eniten mittalaitteita (21 kpl) ja vyöhykkeellä DTW >1,6 m vähiten; vain kolme mittalaitetta. Maalajeista yleisin oli turve (18 automaattitallenninta) ja harvinaisin hiekka (7 maakosteusanturia). Eri maalajien osuus vaihteli paljon DTW-luokasta riippuen. Tässä esitetään vain tilastollisesti merkitsevät tulokset, joiden statistiikka on esitetty julkaisussa Karhunen 2022.

Useimpien maakosteusantureiden mittauksissa kosteusarvo nousi terävästi sadetapahtuman jälkeen ja laski siitä vähitellen; kivennäismaaperissä nopeammin kuin orgaanista ainesta sisältävissä (kuva 17). Paljon orgaanista ainesta sisältävissä kohteissa maa pysyi saturoituneena pitkään, jolloin kosteuskäyrä oli ”tasakattoisen” muotoinen.



Kuva 17. Tyypillinen esimerkki maankosteusanturin kosteuskäyrästä Tutuojaalta. Sinisellä kuvatut jaksot on määritelty saturaationeiksi (enintään -1,1 prosenttiyksikköä maksimikosteuden alapuolella). Kosteusanturi oli 9,5 % tutkimusajasta saturaationeena. Vihreän ja keltaisen raja kuvaa kosteusanturikohtaista kosteuden keskiarvoa. Sininen, vihreä ja keltainen ovat maalajin koko kauden keskiarvojen keskiarvon ylittäviä kosteuksia ja oranssinruskealla on merkitty maalajin keskiarvon alittavat kosteudet. Lähde: TOMST ja Oulun yliopisto.

Saturaationeisuusajat eli havaintojen osuudet, jolloin kosteusarvot ylittivät täysin vedellä kyllästyneen tilan määritelmän havaintoaineistossa, erosivat DTW-luokkien kesken. Koko tutkimusjakson aikana DTW-luokan 1 (0–0,4 m) maaperä oli keskimäärin 27 % ajasta saturaationeena. Kauempana purosta saturaationeisuusosuudet olivat keskimäärin pienempiä, 0,2–7,6 % ajasta. Kun tarkasteluajaksi rajattiin termiseen kasvukauteen, DTW-luokkien väliset erot säilyivät.

Myös volumetrisen kosteuden maksimiarvon yhteys DTW-luokittukseen oli merkittävä. Maksimikosteuksien keskiarvo DTW-luokittain oli 77 % (DTW 0–0,4 m), 63 % (DTW 0,4–0,8 m), 65 % (DTW 0,8–1,2 m), 46 % (DTW 1,2–1,6 m) ja 49 % (DTW >1,6). Luokan 1 maksimikosteus erosi luokkien 2, 4 ja 5 maksimikosteuksista ja luokan 2 maksimikosteus erosi luokasta 4, mutta muiden luokkien välillä ei ollut merkittävää eroa. Myös kasvukaudella ryhmien välillä oli eroa ja kosteimman luokan maksimikosteus oli suurempaa kuin muissa luokissa, lukuun ottamatta luokkaa 3.

Keski- ja mediaanikosteuksien osalta DTW-luokkien välillä oli eroa. Luokka 1 erosi luokista 2 ja 4 sekä keski- että mediaanikosteuden suhteen. Kasvukauteen rajattunakin tulokset olivat samanlaiset.

Maaperä ei ollut sen useammin kosteaa pienemmissä DTW-luokissa kuin suuremmillakaan maala-jeittain tarkasteltuna. Yli 40 % kosteushavaintoja oli kuitenkin DTW-luokkien välillä eri määrä siten, että luokassa 1 kosteimmat arvot olivat yleisempiä verrattuna luokkaan 3. Muiden vyöhykkeiden väliset erot eivät olleet merkitseviä. Kasvukaudella tulos oli samanlainen.

Myös 60 % volumetrisen kosteuden ylittämisessä oli eroja luokkien kesken: luokan 1 kosteusarvot ylittivät raja-arvon useammin kuin muiden luokkien, pois lukien luokka 3. Kasvukaudella jakaumat ja tulokset olivat hyvin samanlaisia. Saturaationeiden havaintojen osuus vaihteli maalajiryhmien kesken koko tutkimusajalla siten, että hiekka ja siltti olivat harvemmin saturaationeessa tilassa kuin turve tai orgaanista ainetta sisältävä siltti. Kasvukauden aikaisia eroja oli vain hiekan ja turpeen ja hiekan ja orgaanista sisältävän siltin välillä.

3.3 Koneoppimiseen perustuvat suojavaöhykerajaukset ja monimuotoisuusennusteet

Koneoppimiseen perustuvien mallien ennusteiden tarkkuus kasvillisuuden monimuotoisuutta kuvaaville indekseille vaihteli välillä 49–60 %. Heikoin tarkkuus saavutettiin Shannonin ja Simpsonin indekseille ja korkein maaperän happamuutta kuvaavalle Ellenbergin R -indeksille (taulukko 2). Malli ennusti valoisuutta kuvaavan Ellenbergin L-indeksin arvoja lähes yhtä tarkasti, mutta R-indeksi valittiin jatkotarkasteluun, koska tällä oli voimakkaampi korrelaatio kasvien lajimäärän kanssa ja siten voidaan ajatella, että indeksi kuvaa kasvivyhteisöä laajemmin. Parhaan mallin, eli Ellenbergin R indeksin mallin, tärkeimmiksi selittäviksi muuttujiksi nousivat kosteusindeksit DTW10ha ja DTW4ha (taulukko 3). Seuraavaksi tärkeimmät muuttujat olivat BIOD, LAHOP ja CHM.

Taulukko 2. Koneoppimismallien vastemuuttujat ja niiden tarkkuudet. Kappa tarkoittaa Cohenin kappa, jonka arvo kertoo mallinnuksen luotettavuudesta (vaihteluväli 0-1,0; mitä isompi arvo, sitä luotettavampi tulos on).

Vastemuuttuja	Tarkkuus (%)	Kappa
Lajimäärä	50	0,22
Shannon	49	0,5
Simpson	49	0,15
Mediaani (Lajimäärä, Shannon, Simpson)	52	0,12
Ellenberg L (Valoisuus)	59	0,31
Ellenberg F (Kosteus)	50	0,15
Ellenberg R (pH)	60	0,30
Ellenberg N (Ravinteet)	55	0,55

Taulukko 3. Selittävien muuttujien suhteellinen tärkeys Ellenbergin R -indeksin mallissa ja RFE-optimoidussa mallissa.

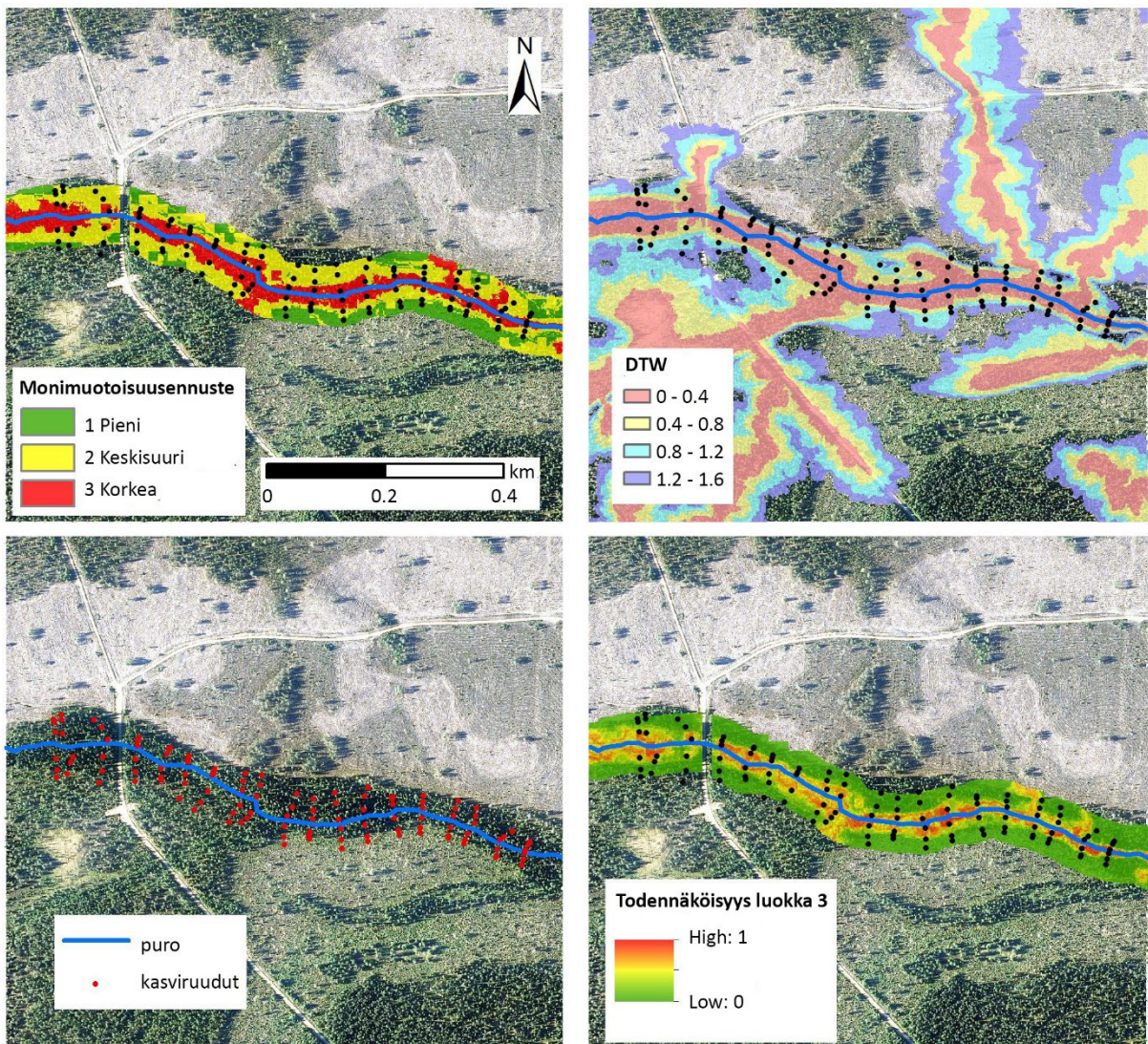
Selittävä muuttuja	Suhteellinen tärkeys (%): Ellenberg	Suhteellinen tärkeys (%): RFE
DTW10ha	100	100
DTW4ha	84,2	60,3
BIOD	12,1	12,6
LAHOP	7,0	15,8
CHM	6,6	7,3
Latvuspeittävyys	4,8	15,1
DTW0,5ha	4,6	22,6
LCV	4,3	0
DTW1ha	4,0	42,2
Lskew	0,2	-
Tiheys5	0	-

RFE-menetelmän avulla saadussa parhaassa mallissa osumatarkkuus on esitetty taulukossa 4. Malli ei käytännössä juuri ennusta korkeaa indeksin arvoa, jos kenttämittauksista määritetty monimuotoisuus on keskinkertainen tai alhainen. DTW10ha ja DTW4ha indeksit pysyivät koko RFE-prosessin ajan tärkeimpinä muuttujina (suhteellinen tärkeys 100 % ja 84,2 %, vastaavasti). Muiden muuttujien lisäarvoksi jäi 4–8 %, joten näiden merkitys oli vähäinen. Kosteusindeksi siis selittää ylivoimaisesti suurimman osan kasvilajiston vaihtelusta. RUSLE 2015 -eroosiomalli ja siitä irrotettu LS-pinnanmuototekijä (yhdistetty rinteiden pituus ja kaltevuus) nousivat merkittäväksi monimuotoisuutta selittäviksi muuttujaksi ensimmäisillä mallinnuskierroksilla, mutta tulos oli ristiriidassa käytännön vesiensuojelun kanssa, koska näiden suuret arvot ennustivat pientä monimuotoisuutta, minkä seurauksena eroosioherkät alueet jäivät

suojavyöhykkeen ulkopuolelle. Mallin perusteella laskettiin jokaiselle tutkimuspurolle monimuotoisuusennusteet 50 metrin vyöhykkeelle purojen molemmille puolille ja tulkinnan helpottamiseksi ennusteista laadittiin värikartta, jolla kuvataan mallin ennustamaa monimuotoisuutta. Kuvista havaittiin, että suurimman monimuotoisuusluokan alue mukailee kosteusindeksiä (kuva 18).

Taulukko 4. RFE-menetelmällä saadun parhaan mallin kokonaisosumatarkkuus ja -spesifisyys eri monimuotoisuusluokille. Tarkkuus (accuracy) tarkoittaa osuutta kasvillisuusruuduista, jonka malli ennustaa oikein. Spesifisyys (specificity) kertoo mallin kyvyn tunnistaa luokkaan kuulumattomat kasvillisuusruudut.

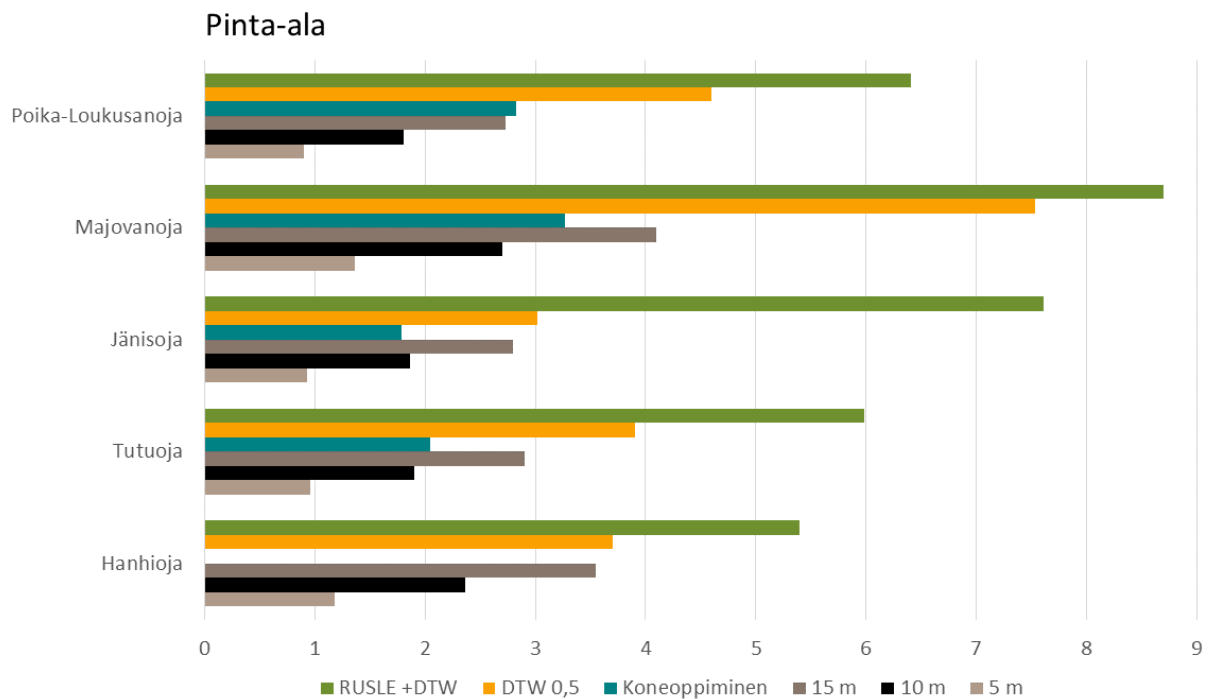
Monimuotoisuusluokka	Tarkkuus (%)	Spesifisyys (%)
Korkea	44	91
Keskinkertainen	80	39
Matala	20	91



Kuva 18. Esimerkki mallinnetuista Ellenberg R-indeksiin perustuvista monimuotoisuusennusteista (ylempi vasen) sekä kosteusindeksistä (ylempi oikea) Poika-Loukusanojan alueella. Purouoma on esitetty alhaalla vasemmalla ja mallin ennustamat todennäköisyysluokat alhaalla oikealla. Taustakartan lähde: Maanmittauslaitos, Luonnonvarakeskus.

3.4 Suojavyöhykkeiden pinta-ala, puuston tilavuus, kantorahatulot ja taloudellinen arvo

Eroosiomalliin ja kosteusindeksiin perustuva suojavyöhykerajaus (RUSLE+DTW0,5m) oli selvästi pinta-alaltaan muita rajauksia suurempi kaikilla puroilla, ollen keskimäärin 6,2 ha (kuva 19). Seuraavaksi suurin oli kosteusindeksiin perustuvan (DTW < 0,5 m) suojavyöhykkeen pinta-ala kaikilla puroilla, keskimäärin 4,6 ha. Seuraavaksi suurin oli 15 metrin tasalevyinen suojavyöhyke, joka oli keskimäärin 3,2 ha, paitsi Poika-Loukusanojalla, jossa koneoppimisella tuotettu suojavyöhyke oli hiukan suurempi kuin 15 metrin tasalevyinen vyöhyke. Koneoppimiseen perustuvalla mallinnuksella tuotettu suojavyöhyke oli pinta-alaltaan keskimäärin 2,5 ha.



Kuva 19. Suojavyöhykkeiden pinta-ala eri rajauksilla. Hanhiojalle ei voitu rajata koneoppimiseen perustuvaa suojavyöhykettä, joten sen tiedot puuttuvat kuvasta.

Tätä sivua on päivitetty 8.6.2023: Otsikkoa korjattu. Aiempi muoto oli: Taulukko 5. Suojavyöhykkeiden pinta-ala sekä puuston tilavuus ja taloudellinen arvo nykyhetkellä suojavyöhykkeellä eri puroilla ja suojavyöhykerajauksilla.

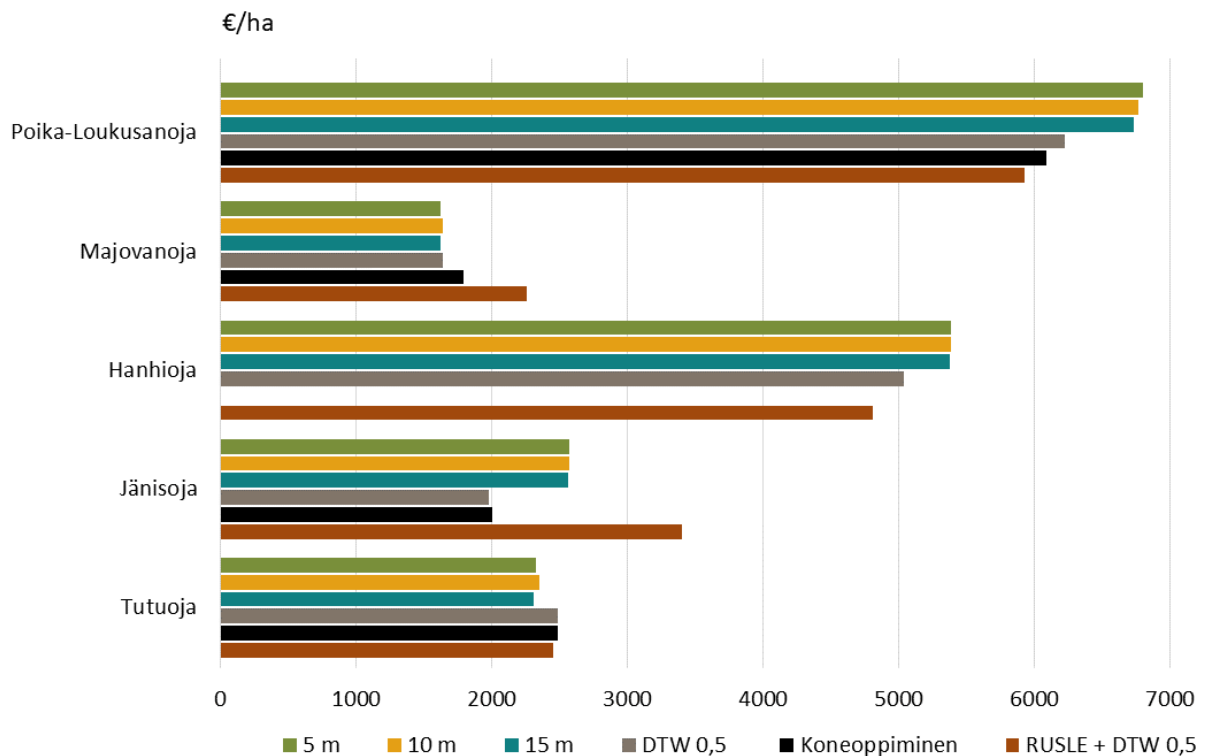
Taulukko 5. Suojavyöhykkeiden puuston tilavuus ja taloudellinen arvo nykyhetkellä suojavyöhykkeellä eri puroilla ja suojavyöhykerajauksilla.

Puro	Suojavyöhyke	Tilavuus m ³	Tilavuus m ³ /ha	Puuston arvo €
Hanhioja	RUSLE +DTW	792	147	25 965
	DTW 0,5	522	141	18 642
	Koneoppiminen	-	-	-
	15 m	620	174	19 078
	10 m	412	174	12 706
	5 m	206	174	6 353
Tutuoja	RUSLE +DTW	767	128	14 653
	DTW 0,5	262	128	9 702
	Koneoppiminen	280	137	5 366
	15 m	373	128	6 706
	10 m	248	130	4 466
	5 m	124	129	2 233
Jänisoja	RUSLE +DTW	1 087	142	25 853
	DTW 0,5	333	110	5 963
	Koneoppiminen	201	112	3 581
	15 m	296	106	7 174
	10 m	195	106	4 777
	5 m	99	106	2 389
Majovanoja	RUSLE +DTW	768	88	19 633
	DTW 0,5	547	72	12 325
	Koneoppiminen	269	82	5 848
	15 m	340	83	6 634
	10 m	226	83	4 418
	5 m	113	83	2 209
Poika-Loukusanoja	RUSLE +DTW	1 110	173	37 997
	DTW 0,5	850	184	28 600
	Koneoppiminen	517	183	17 228
	15 m	509	186	18 379
	10 m	339	188	12 240
	5 m	169	187	6 120

Mikäli suojavyöhykkeen pinta-alan maksimirajaus asetettiin 30 metriin 50 metrin sijaan, pinta-ala pieneni kosteusindeksiin ja eroosiomalliin perustuvissa rajauksissa keskimäärin 1,2 hehtaaria. Suurimmat muutokset tapahtuivat Jänisojalla ja Majovanojalla, joissa eroosiomalliin perustuva rajaus pieneni hie-man yli kahdella hehtaarella ja kosteusindeksiin perustuvan rajauksen pinta-ala kutistui noin 1,5 hehtaaria. Mikäli kosteusindeksillä rajatun suojavyöhykkeen raja-arvona olisi käytetty 0,5 m sijaan arvoa 0,4 m, laskisi suojavyöhykkeiden yhteispinta-ala 13 %. Puroittain ero oli 1,1–0,4 ha (10–16 %), suurimmat erot olivat Hanhiojalla ja Majovanojalla.

Puuston hehtaarikohtainen tilavuus vaihteli puroilla ja eri suojavyöhykerajauksilla 72–188 m³/ha (kuva 20). Puuston keskimääräiset hehtaarikohtaiset arvot vaihtelivat 1618–6800 €/ha (kuva 20). Kaikilla puroilla RUSLE+DTW0,5m -suojavaöhyke oli pinta-alaltaan ja puuston arvoltaan suurin. Seuraavaksi laajin oli kosteusindeksiin perustuva rajausta ja sen keskimääräinen arvo oli noin 15 000 €. Hanhiojalla ja Jänisojalla 15 metrin rajauksen tuottama puusto oli hiukan arvokkaampaa verrattuna DTW-rajaukseen. Kolmanneksi arvokkain oli 15 metrin suojavaöhyke, jonka arvo oli keskimäärin noin 11 600 €. Koneoppimiseen perustuva suojavaöhykkeen puuston arvo oli keskimäärin noin 8000 €, 10 metrin suojavaöhykkeen keskimäärin 7 700 € ja 5 metrin vyöhykkeen 3 900 €. Puuston arvoon suojavaöhykkeellä vaikuttivat vyöhykkeen pinta-ala ja kuvioiden puusto sekä puuston puulajijakauma. Eri suojavaöhykerajauksilla puuston kokonaistilavuus vaihteli 99–1181 m³ (taulukko 5) ja hehtaarikohtainen tilavuus 72–188 m³/ha (kuva 20).

Eri tavoin rajatuilla suojavaöhykkeillä puuston nykyarvo vaihteli noin 2200 eurosta lähes 38 000 euroon (taulukko 5). Kosteusindeksiin perustuva suojavaöhyke oli taloudellista arvoltaan toiseksi (kolmella purolla) tai kolmanneksi arvokkain (kahdella purolla). Keskimäärin sen arvo oli 15 000 €. RUSLE+DTW0,5-vyöhyke oli kallein (keskimäärin 25 000 €), mutta myös 15 m tasalevyinen suojavaöhyke oli kahdella purolla kalliimpi kuin kosteusindeksiin perustuva (keskimäärin 11 600 €). Koneoppimiseen perustuva suojavaöhykkeen puuston arvo oli keskimäärin noin 8000 €, 10 metrin suojavaöhykkeen 7 700 € ja 5 metrin vyöhykkeen 3 900 €. Hehtaarikohtaisesti tarkasteltuna edullisin suojavaöhyke oli kosteusindeksiin perustuvan suojavaöhyke (kaksi puroa), 15 m tasalevyinen suojavaöhyke (kaksi puroa) tai RUSLE+DTW0,5m-suojavaöhyke (yksi puro) (kuva 20.).



Kuva 20. Tutkimuspurojen puuston purokohtainen nykyarvo hehtaarilla (euroa/ha) erilaisilla suojavaöhykerajauksilla. Suojavaöhyke on rajattu yhden kilometrin matkalle. Hanhiojalle ei voitu rajata koneoppimiseen perustuvaa suojavaöhykettä, joten sen tiedot puuttuvat kuvasta.

Taulukko 6. Suojavyöhykkeen hakkuun keskimääräinen pinta-ala, käsitellyn alan osuus suojavyöhykkeen pinta-alasta sekä kokonaistulo ja hehtaarikohtainen hakkuutulo harvennus- ja poimintahakkuuskenaariossa (minimi ja maksimi suluissa).

Suojavyöhyke	Harvennushakkuu				Poimintahakkuu			
	Hakkuun pinta-ala (ha)	Osuus (%/ha)*	Kokonaistulo €	Hehtaarikohtainen tulo (€/ha)*	Hakkuun pinta-ala (ha)	Osuus (%/ha)*	Kokonaistulo €	Hehtaarikohtainen tulo (€/ha)*
RUSLE+DTW0,5m	2,73 (0,8-6,2)	44	2 732 (253-5 608)	1 416 (316-3 875)	4,76 (0,8-7,6)	78	12 937 (506-20 365)	2 416 (632-3 285)
DTW0,5m	2,54 (0-4,5)	66	3 596 (0-9 698)	1 068 (0-2 155)	3,76 (2,2-5,8)	83	7 521 (2 706-16 733)	2 266 (655-3 718)
Koneoppiminen	1,68 (0-1,9)	66	2 057 (0-6 149)	1 630 (0-3 288)	2,32 (1,3-3,2)	93	4 097 (1 585-10 090)	1 766 (696-3 516)
15 m	2,14 (0-3,6)	71	2 630 (0-5 676)	908 (0-2 079)	3,20 (2,7-4,1)	99	6 034 (2 439-11 647)	1 972 (595-4 266)
10 m	1,41 (0-2,4)	71	1 746 (0-3 780)	909 (0-2 088)	2,11 (1,8-2,7)	99	4 016 (1 610-7 757)	1 981 (596-4 285)
5 m	0,71 (0-1,2)	71	873 (0-1 890)	906 (0-2 100)	1,06 (0,9-1,4)	99	2 007 (812-3 878)	1 981 (597-4 308)

Puronvarsien puustojen harvennushakkuun arvioidut kantorahatulot olivat suurimmat kosteusindeksin perusteella rajatulla suojavyöhykkeellä (taulukko 6). Seuraavaksi suurin kokonaistulo oli RUSLE+DTW0,5m-vyöhykkeellä ja kolmanneksi suurin 15 m suojavyöhykkeellä. Poimintahakkuuskenaariolla kantorahatulo oli suurempi harvennushakkuuseen verrattuna. Poimintahakkuussa suurin kantorahatulo saatiin RUSLE+DTW0,5m-vyöhykkeellä, toiseksi suurin kosteusindeksin mukaan rajatulla ja kolmanneksi 15 m vyöhykkeellä. Kantorahatuloon vaikuttaa hehtaarikohtainen poistuma puutavaralajeittain (tukkipuu/kuitupuun) ja hakkuussa käsiteltävä pinta-ala.

Hehtaarikohtaisessa tarkastelussa suurin tulo saatiin harvennushakkuuskenaariossa RUSLE+DTW0,5-vyöhykkeellä. Koneoppimisen avulla rajattu suojavyöhyke tuotti toiseksi eniten ja kosteusindeksiin perustuva kolmanneksi eniten hehtaarilta. Keskimääräinen hehtaarikohtainen kantorahatulo oli poimintahakkuussa noin 1000 €/ha suurempi kuin harvennuksessa. Myös poimintahakkuuskenaariossa suurin hehtaarikohtainen tulo saatiin RUSLE+DTW0,5m-vyöhykkeeltä, mutta toiseksi suurin hehtaarikohtainen tulo tuli kosteusindeksillä rajatulta vyöhykkeeltä ja kolmanneksi suurin 15 metrin vyöhykkeeltä. Laskennallinen kantorahatulo vähintään kaksinkertaistui poimintahakkuussa verrattuna harvennushakkuuseen kaikilla rajauksilla. Myös tasalevyisillä rajauksilla kantorahatulo oli poimintahakkuussa suurempi harvennushakkuuseen verrattuna. Poimintahakkuulla voitiin mallinnuksen perusteella käsitellä keskimäärin suuremmat osuudet suojavyöhykkeiden pinta-alasta kaikissa suojavyöhykeratkaisuissa.

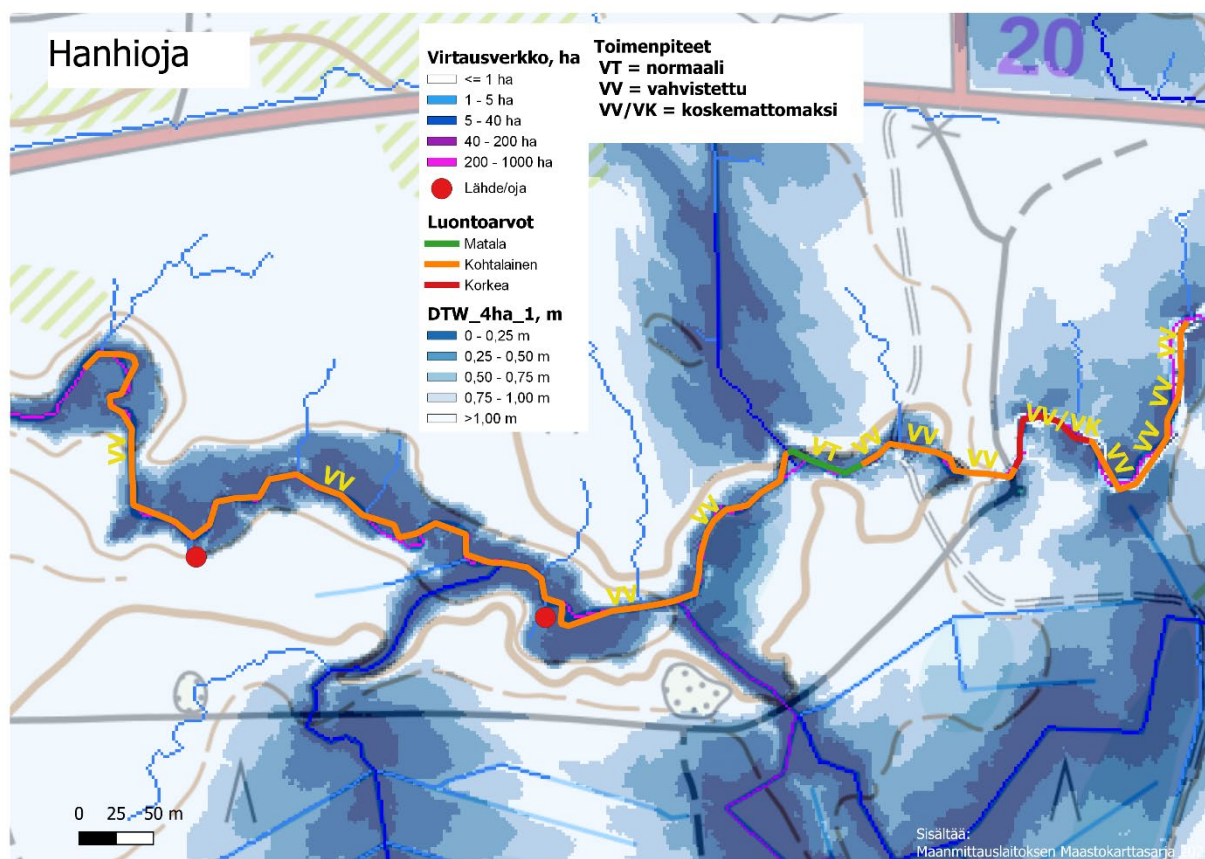
Suojavyöhykkeiden arvioitu jäävän puuston arvo harvennus- ja poimintahakkuun jälkeen vaihteli puuston tilavuuden, suojavyöhykerajauksen ja hakkuutavan mukaan. Harvennushakkuissa suojavyöhykkeille jäi noin 75 % puuston alkuperäisestä arvosta ja poimintahakkuissa noin 50 % (taulukko 7). Poikkeuksena oli RUSLE+DTW0,5m -suojavyöhykkeen harvennus, jossa poistettiin vain 20 % puuston arvosta. Vaihtuvan levyisille rajauksille tehtiin oma kuviointi, joka vaikutti mm. puustojen harvennustarpeeseen ja harvennuspoistumaan. Jäävän puuston arvo oli korkein puustoisimmilla kohteilla. Harvennushakkuuskenaariossa suojavyöhykkeelle jäävän puuston arvo oli keskimäärin korkeimmillaan RUSLE+DTW0,5m-vyöhykkeellä ja alhaisimmillaan 5 m tasalevyisellä suojavyöhykkeellä. Poimintahakkuuskenaariossa jäävän puustoarvo oli keskimäärin korkein koneoppimisen perusteella rajatulla suojavyöhykkeellä ja alhaisin 5 m vyöhykkeellä.

Taulukko 7. Hakkuun jälkeen suojavyohykkeelle jäävän puuston keskimääräinen arvo (suluissa minimi ja maksimi) ja sen osuus puuston kokonaisarvosta eri rajaustavoilla

Suojavyohyke	Harvennushakkuu		Poimintahakkuu	
	Jäävän puuston arvo (€)	Osuus arvosta (%)	Jäävän puuston arvo (€)	Osuus arvosta (%)
RUSLE+DTW0,5m	19 636 (253–5 608)	79	11 883 (506–20 365)	48
DTW0,5m	11 456 (0–9 698)	76	7 526 (2706–16 733)	50
Koneoppiminen	23 793 (0–6 149)	74	15 634 (1585–10 090)	49
15 m	8 959 (0–5 676)	77	5 721 (2439–11 647)	49
10 m	5 949 (0–3 780)	77	3 803 (1610–7 757)	49
5 m	2 975 (0–1 890)	77	1 904 (812–3 878)	49

3.5 Siniset tavoitteet -menetelmän lisäarvo suojavyohtykeiden suunnittelussa

Siniset tavoitteet -inventoinnin perusteella puroympäristön luontoarvot ovat Hanhiojalla kohtalaiset ja paikoin korkeat (kuva 21). Puroympäristö on kohtalaisen herkkä muutoksille mm. eroosiolle alttiin ja kostean maaperän takia. Yleisohjeena metsänkäsittelylle tulee VV eli vahvistettu huomio, mikä tarkoittaa sitä, että puroympäristön erityispiirteiden säilyttämiseksi ja luontoarvojen turvaamiseksi on syytä harkita tavallista leveämpiä ja puustoisia suojavyohtykeitä. Osa purojaksoista saa myös luokituksen VV/VK eli jakso on rajatapaus luokan vahvistettu huomio ja jätettävä koskemattomaksi luokan välillä.

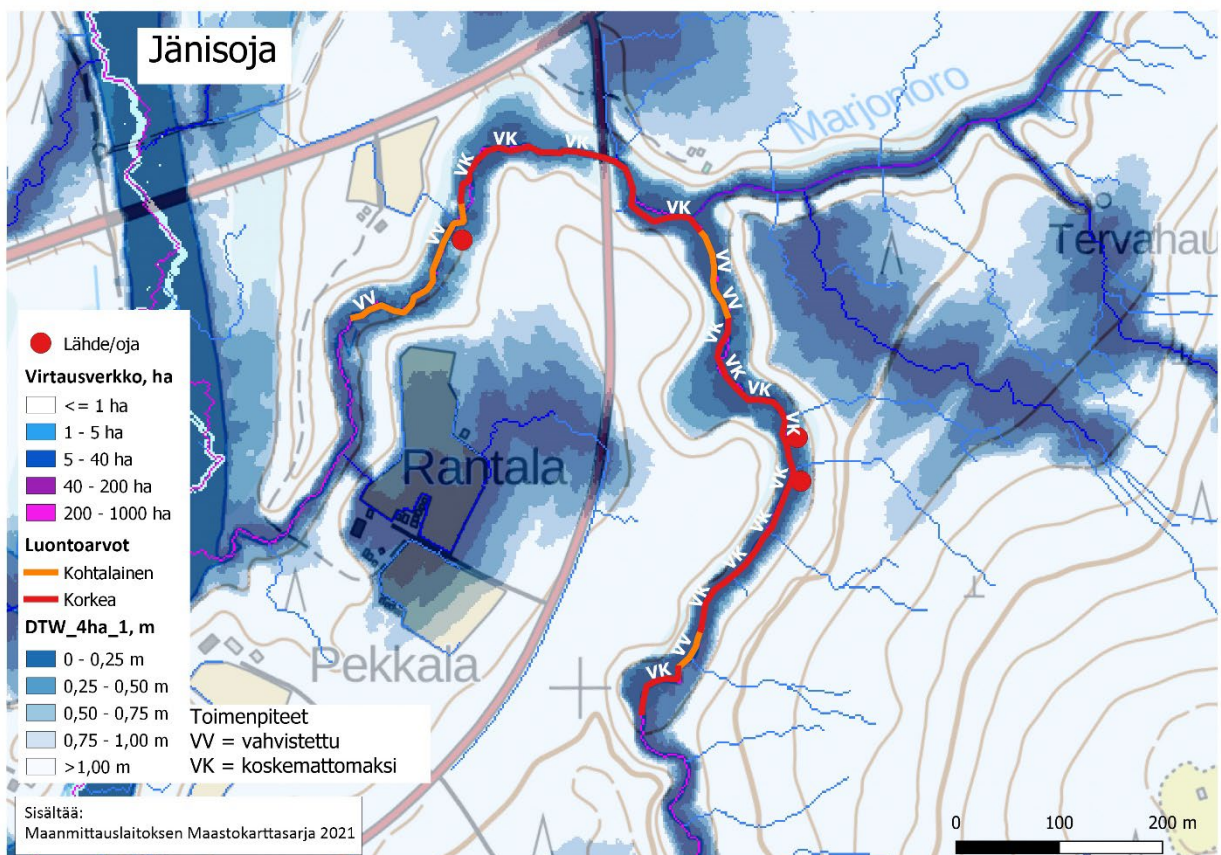


Kuva 21. Siniset tavoitteet -työkalun avulla määritetyt luontoarvot ja toimenpideluokat Hanhiojan puolla. Kuvassa näkyy myös kosteusindeksin arvot ja virtausverkko sekä maastossa havaittu noro tai tihkupinta. Taustakartan lähde: Maanmittauslaitos ja Luonnonvarakeskus.

Tutuojan puroympäristön luontoarvot ovat Siniset tavoitteet -inventoinnin perusteella vähäisiä, vaikka ihmistoiminnan vaikutus ei näykään selkeästi. Rantapuusto on normaalia talousmetsää. Tutkimusalueella rantametsän puusto on pääosin kangasmetsän kuusikko, lukuun ottamatta pienialaisia metsälakikohteita kuten ruoho- ja metsäkortekorpiä, joita todennäköisesti kevättulvat ylläpitävät. Metsälakikohteiden lajistossa on mm. Suomen kansainvälistä vastuulajia pohjankynsisammalta. Tutuojan puroympäristö on kohtalaisen herkkä muutoksille eroosioherkän maaperän ja kostean, paikoin soistuneen, rantavyöhykkeen takia. Yleisohjeeksi metsänkäsittelylle tulee ”tavallinen huomio” (VT). Huomiota on kuitenkin kiinnitettävä soistuneisiin ja eroosioherkkiin kohtiin, jottei maaperää vahingoiteta ja aiheuteta kiintoainekuormitusta puroon, mihin tarkoitukseen kosteusindeksi ja RUSLE2015 -aineisto sopii hyvin. Metsälakikohteet jätetään metsänkäsittelyn ulkopuolelle.

Jänisojan puroympäristölle on vähäisten ihmistoiminnan aiheuttamien muutosten ja erikoisten kasvilajien vuoksi annettu korkean luontoarvojen luokitus lähes koko tutkitulta matkalta (kuva 22). Puro on hyvin altis muutoksille, sillä ranta-alue on tutkimusalueella soistunut ja herkkä esimerkiksi hakkuukoneista aiheutuville urapainumille. Myös jyrkät rantatöyräät ovat eroosioherkkiä, jos puustoa poistetaan ja maata muokataan. Toimenpidesuositus lähes koko ranta-alueelle on, että se jätetään koskemattomaksi eli metsänkäsittelyn ulkopuolelle. Suojavyöhykkeen leveyden määrittämisessä kosteusindeksi, korkeuskäyrät ja eroosiokartta ovat hyviä työkaluja.

Majovanojalla Siniset tavoitteet -inventoinnin tulos on, että puroympäristön luontoarvot ovat kohtalaiset, ihmistoiminnan vaikutukset vähäisiä ja puroympäristön herkkyys muutoksille kohtalainen. Maaperä on eroosioherkkää, mistä kielii puron voimakas mutkittelu ja puron luontainen hiekkapohja. Puron varrelta on löydettävissä myös tulvatasanteita. Tutkitulla alueella puro virtaa tasamaalla, eikä jyrkkiä rinteitä ole. Metsänkäsittelyohje tutkitulle jaksolle on ”vahvistettu huomio” eli on syytä harkita tavallista leveämpiä ja puustoisia suojavyöhykkeitä.

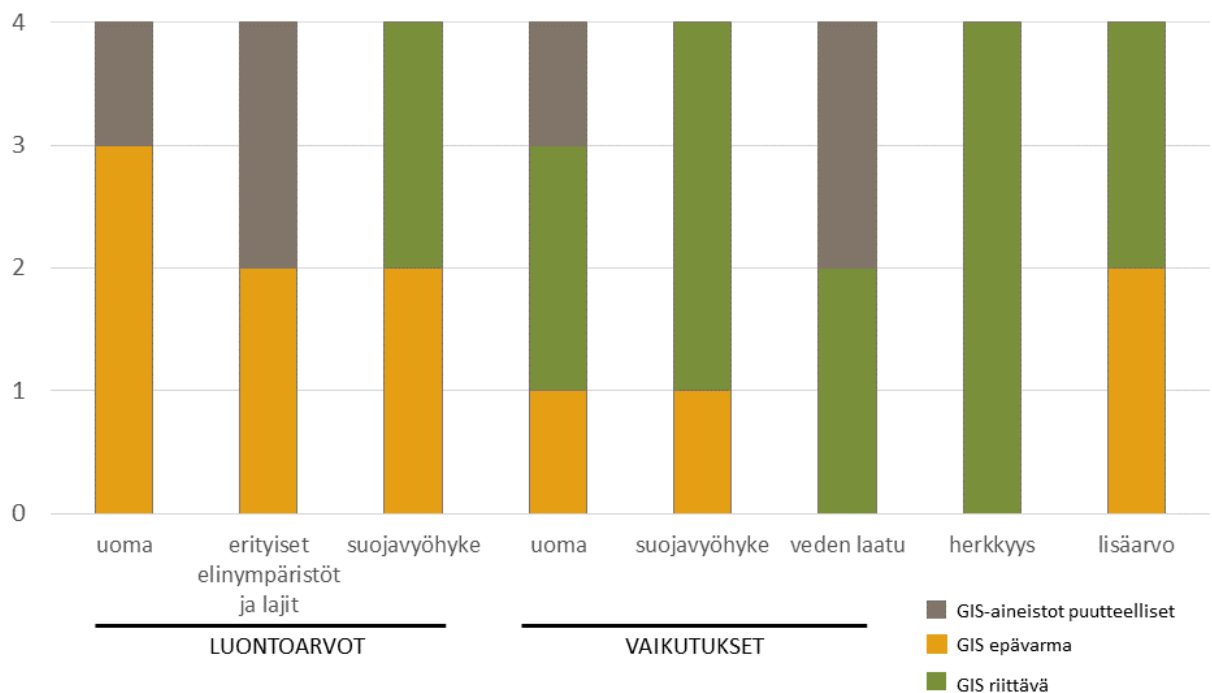


Kuva 22. Siniset tavoitteet -työkalun avulla määritetyt luontoarvot ja toimenpideluokat Jänisojan purolle. Kuvassa näkyy myös kosteusindeksin arvot ja virtausverkko sekä maastossa havaittu noro tai tihkupinta. Taustakartan lähde: Maanmittauslaitos ja Luonnonvarakeskus.

Puroympäristö saa Siniset tavoitteet -inventoinnissa korkeat luontoarvopisteet ja matalat ihmistoiminnan vaikutus -pisteet, sillä se on säilynyt hyvin luonnontilaisena. Uomassa on myös paljon erilaisia elinympäristöjä runsaan kuolleen puuaineksen takia. Länsipäää tutkitusta jaksosta on hyvin herkkä muutoksille, sillä ranta-alue on eroosioherkkää ja kosteaa, myös tihkupintoja esiintyy. Se saakin metsänkäsittelyohjeeksi ”jätettävä koskemattomaksi” (VK) eli hakkaamattomien suojavyöhykkeiden leveyden suunnittelussa on suositeltavaa käyttää kosteusindeksiä ja muita paikkatietoja hyödyksi. Itäosassa eroosioherkkyys vähenee, koska puro virtaa tasaisemmalla maalla, mutta ranta-alue on edelleen kosteaa ja herkkä mm. työkonoiden urapainumille. Puron itäosan metsänkäsittelyohje on ”vahvistettu huomio/ jätettävä koskemattomaksi” (VV/VK) eli puronvarteen on syytä jättää normaalia leveämmät hakkaamattomat suojavyöhykkeet.

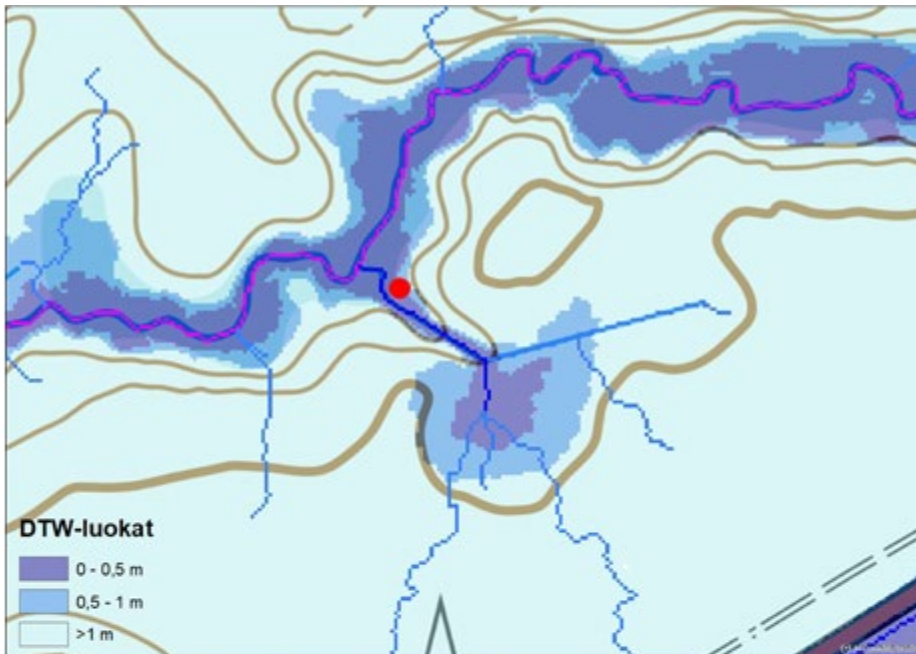
Tavoitteena oli selvittää, tuoko Siniset tavoitteet -työkalun käyttö lisäarvoa luontoarvojen paikallistamiseen paikkatietoaineistojen tarkastelun lisäksi. Paikkatietoaineistoina hyödynnettiin Luonnonvarakeskuksen, Suomen metsäkeskuksen, Maanmittauslaitoksen, Suomen ympäristökeskuksen ja Geologian tutkimuslaitoksen avoimia data-aineistoja. Tarkasteluun otettiin peruskartta, purouomat, maaperän ominaisuudet, vinovalovarjostus, muinaisjäännökset, latvusmalli, luonnonsuojelualueet/luontotyytit, kasvilisävyöhykkeet, massatase ja MOTTI/lahopuuindeksi.

Siniset tavoitteet -inventoinnin lomakkeen kohtia voitiin joidenkin muuttujien kohdalla arvioida paikkatietoaineistoista melko hyvin, mutta osan kohdalla oli epävarmuutta (kuva 23). Lisäksi kaikista menetelmässä tarkasteltavista muuttujista ei ollut saatavilla paikkatietoa lainkaan. Uomasta havainnoitavia ominaisuuksia kuten mutkitteluvoitua, lohkaraisuutta ja kuollutta puuainesta, voitiin jossain määrin päätellä peruskartoista, maaperä- ja puuvaratiedoista, mutta koskien ja nivojen sijaintia purouomiin ei ole merkitty. Metsälain mukaisiin erityisen tärkeisiin elinympäristöihin (ETE) ja lajeihin liittyvää julkista paikkatietoaineistoa ei myöskään kaikilta osin ole saatavilla. Metsälain ETE-kohteet rajataan kartalle vasta sen jälkeen, kun metsäkiinteistölle on tullut hakkuuilmoitus. Lajitietoa löytyy mm. laji.fi-portaalista, mutta sensitiivinen lajitieto (esim. osa uhanalaisista lajeista) ei ole avointa. Parhaiten paikkatietoaineistot kuvasivat suojavyöhykkeen puustoa ja sen maaperän herkkyttä muutoksille ja huonoimmin purouoman ominaisuuksia.



Kuva 23. Vertailu siitä kuinka monta ominaisuutta Siniset tavoitteet -inventoinnin maastolomakkeen neljästä eri vaihtoehdosta GIS-aineistojen avulla voidaan tunnistaa riittävän hyvin, epävarmasti ja osittain tai ei ollenkaan. Vertailutasona on maastoinventointi.

Norot ja uomat, jotka ovat veden kulkureitteinä vain osaa aikaa vuodesta, puuttuvat pääsääntöisesti kartta-aineistoista ja ne on luokiteltu uhanalaisiksi ja puutteellisesti tunnetuksi luontotyypiksi koko maassa (Lammi ym. 2018). Metsäojitukset ja maanmuokkaukset ovat voimakkaasti vaikuttaneet norojen luonnontilan heikentymiseen ja niiden häviämiseen metsäympäristöistä. Norojen tunnistus maastossa on haasteellista, koska ne ovat usein vähävetisiä, kapeita ja matalia uomina, jotka varsinkin lumipeitteiseen aikaan jäävät helposti huomaamatta. Sulan maan aikaan vähävetisen noron voi tunnistaa sen ympäristöstään poikkeavasta kasvi- ja erityisesti sammallajistosta (Lammi ym. 2018). Tässä projektissa oli tavoitteena tunnistaa paikkatietoaineistojen ja erityisesti kosteusindeksin ja virtausverkkoaineiston avulla ne norot tutkimuspuroilta, jotka yhtyvät pääuomaan ja joita ei peruskartta-aineistoista löydy (kuva 24).



Kuva 24. Noro Majovanojalla. Ylhäällä karttakuva purosta (violetti viiva), DTW-kosteusindeksistä (sininen sävy) ja uomaverkostosta (siniset viivat). alhaalla valokuva norosta, joka karttakuvassa on merkitty tumman sinisellä viivalla. Punainen piste karttakuvassa osoittaa valokuvan ottopaikan. Taustakartan lähde: Maanmittauslaitos ja Luke. Valokuva: Heikki Mykrä.

Hanhiojan purolla on virtausverkko- ja kosteusindeksiaineiston perusteella useita kohtia, joissa noroja voisi esiintyä (kuva 21). Kohdissa, jossa sekä virtausverkko että kosteusindeksi indikoivat hyvin kostea aluetta on kaivettu uoma. Maastotarkastuksen perusteella, joka tehtiin toukokuun lopussa vuonna 2022, noroja löytyi vain kahdesta kohtaa, joissa molemmissa myös virtausverkko ja kosteusindeksi näyttivät sen mahdollisuutta. Muilta osin norot jäivät maastossa havaitsematta, mutta toisaalta oletetuissa noron kohdissa ei tehty sammallajiston tunnistusta, jonka avulla norot olisi ehkä voitu paikallistaa. Myös Tu-tuojalla virtausverkko ja kosteusindeksi näyttävät seitsemän potentiaalisia puroon laskevaa noroa. Maas-totarkastelun perusteella potentiaalisista kohdista noroiksi tunnistettiin neljä. Jänisojalla potentiaalisia noroja on seitsemän ja maastohavainnoinnin perusteella kahdesta lähekkäisestä potentiaalisesta koh-dasta tunnistettiin neljä laajahkoa tihkupintaa lähteineen (kuva 22). Myös Majovanojalla on potentiaali-sia noroja useita, mutta noroksi niistä tunnistettiin vain yksi (kuva 24).

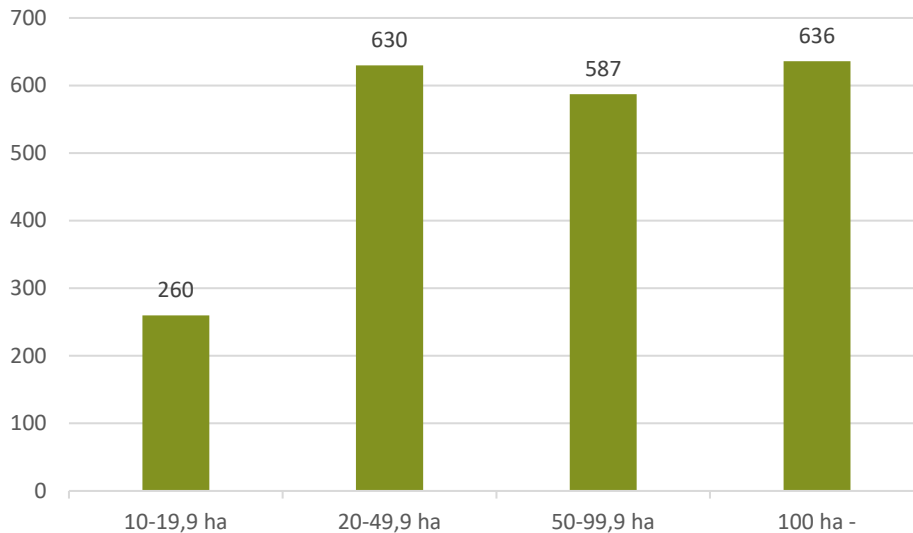
3.6 Maanomistajien asenteet, tahtotila ja tiedontarpeet

Pohjois-Pohjanmaan metsänomistajille suunnattuun kyselyyn kertyi yhteensä 2 140 vastausta, mikä vas-tasi 14,5 %:a lähetetyistä kyselyistä. Tämä vastaa viimeaikaisiin sähköisesti kerättyihin kyselyihin saa-tuja osuuksia (vrt. 11,8 % Karppinen ym. 2020). Vastaajien keski-ikä oli 59 vuotta (vaihteluväli 20–102 vuotta, mediaani 61 vuotta). Alle puolet (45 %) vastaajista on ollut ansiotyössä metsä- tai maatalous-alalla ja maaseudulla lapsuutensa eläneitä oli suurin osa (78 %) vastaajista. Tuloksissa korostuvat mies-ten mielipiteet sillä perusjoukkoon verrattuna kyselyaineistossa oli selvästi vähemmän naisomistajien vastauksia (38 % naisia perusjoukossa vs. 21 % naisten osuus vastanneissa). Vastaajien sijoittuminen eri ikäryhmiin vastasi melko hyvin perusjoukossa olevaa jakaumaa, joskin iältään 51–70-vuotiaat vastasivat aktiivisemmin ja iältään yli 80-vuotiaat passiivisemmin perusjoukkoon vastaaviin osuuksiin verrattuna. Metsätilojen perikuntia edustavien vastaajien osuus oli kyselyaineistossa 3,5 %, mikä on lähellä perus-joukon vastaava osuutta (4,2 %).

Vastanneiden ja vastaamattomien joukkoa ei voitu verrata suoraan ilman katoanalyysiä. Mahdollista eroa näissä ryhmissä arvioitiin kuitenkin vertaamalla muistuttamisen jälkeen vastanneiden joukkoa siihen ryhmään, joka vastasi annetussa määräajassa. Ryhmät erosivat tilastollisesti merkitsevästi toisistaan esi-merkiksi siinä, mitä arvoja vastaajat liittivät haluun omistaa metsää (liite 1: kysymys nro 6). Verrattuna määräajassa vastanneisiin, myöhemmin vastanneiden joukossa oli vähemmän niitä metsätilan omistajia, joille erityisesti taloudelliset syyt selittivät halua omistaa metsää. Voidaan olettaa, että vastaamattomien joukko vertautuu lähemmin hitaammin eli muistuttamisen jälkeen kuin määräajassa vastanneita.

Tulosten perusteella vastaajat omistavat yhteensä 199 497 hehtaaria Pohjois-Pohjanmaalla eli va-jaan viidenneksen (noin 16 %) koko Pohjois-Pohjanmaan metsämaan alasta (ks. Karppinen et al. 2020). Suurin osa vastanneista (84 %) omistaa alueella yhden metsätilan ja se omistetaan useimmiten yksin (52 % vastaajista). Keskimäärin vastaajat omistavat metsää 94 hehtaaria mediaanin ollessa 55 hehtaaria (ks. tarkempi jakautuminen kokoluokkiin kuvasta 25). Puroon rajoittuvia metsiä ilmoitti omistavansa 1118 vastaajaa (52 %). Puro määritettiin kyselyssä enintään viisi metriä leveäksi uomaksi ja puronvarsi met-säalueeksi, joka ylittää purouoman reunasta 30 metrin etäisyydelle.

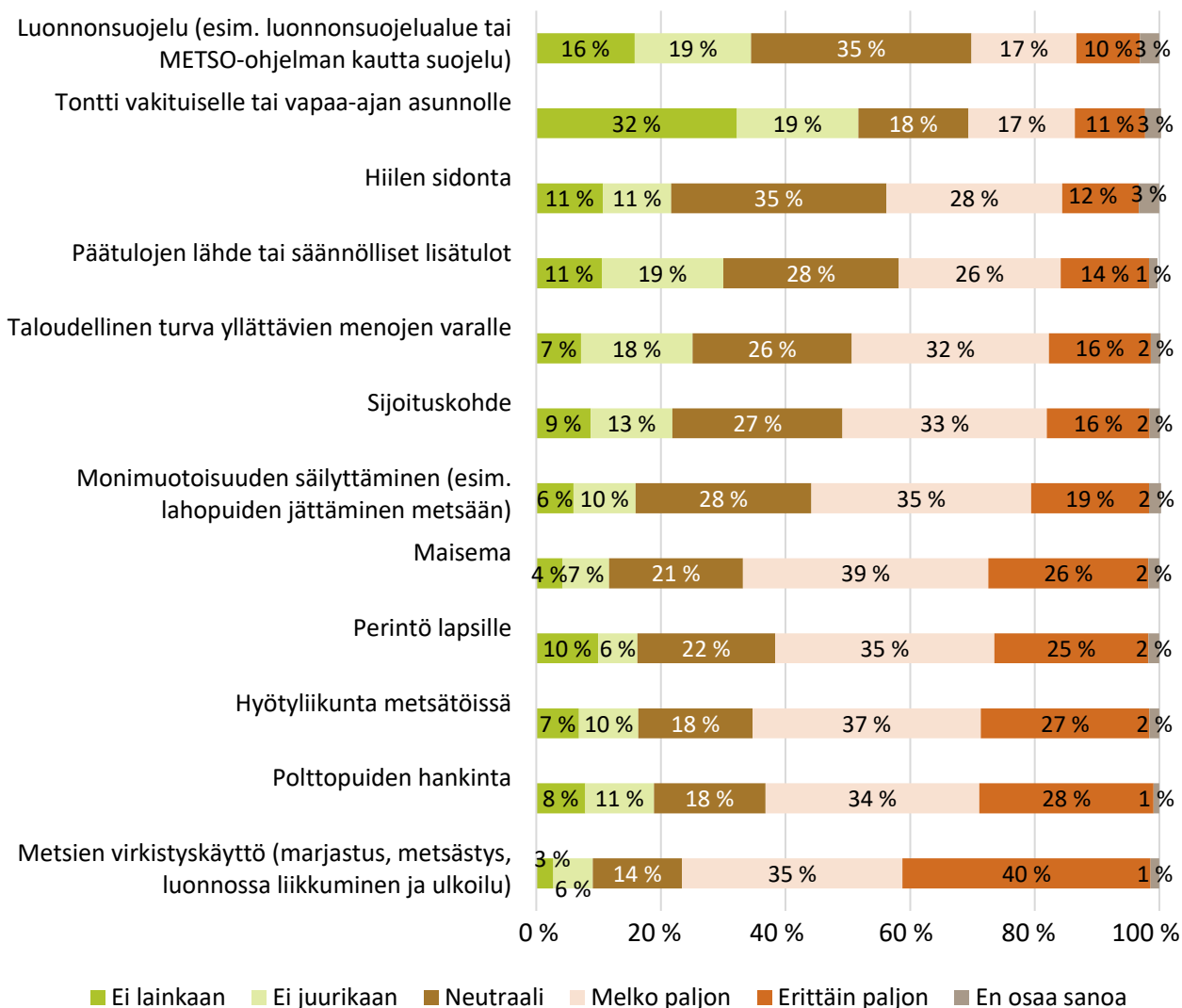
Vastaajien metsätilat ovat enimmäkseen aktiivisessa käytössä tai hoidossa sillä puukaupan oli teh-nyt enemmistö vastaajista (68 %) edeltäneen kolmen vuoden aikana. Puolet vastaajista asuu metsäti-lansa tai tilan kunnan ulkopuolella. Suurin osa (61 %) metsätiloista oli talousmetsiä, eikä niihin kohdis-tunut suojeluvaramuksia. Metsätilan suojeltu prosentuaalinen osuus (yhteensä 5653 ha, 3,5 %) oli suurempi, mikäli se oli perikunnan omistuksessa, tilalla oli puroja tai mikäli tila oli alle 55 hehtaarin ko-koinen.



Kuva 25. Vastaajien metsätilojen lukumäärät Pohjois-Pohjanmaalla metsätilan koon mukaan neljään ryhmään jaoteltuna (n = 2113).

Noin puolet metsätiloista (51 %) kuului metsien sertifiointiin piiriin ja noin neljännes (26 %) vastaajista ei osannut arvioida sertifiointin tilannetta. Sertifiointin ulkopuolella olevista omistajista (n = 430, 20 %) 79 ilmoitti metsätilallaan olevan suojelukohteita ja 70 vastaajalla oli puron varren metsälakikohteita. Sertifiointin osalta tietämätöntä joukkoa tarkasteltiin hiukan tarkemmin. Tässä joukossa oli suhteessa vähemmän taloudellisia seikkoja korostavia ja ansiotyössä metsä- tai maatalousalalla olevia metsänomistajia ($t = -3,773$, $P = 0,000$; $t = -4,562$, $p = 0,000$) ja enemmän naisia ($t = 2,957$, $0,003$) kuin muissa vastaajissa. Sertifiointista tietämättömät arvioivat muita todennäköisemmin käyttävänsä jatkuvapeitteistä metsänkasvatusta sille sopivilla kohteilla lähitulevaisuudessa ($t=4,265$, $p=0,000$). He myös kokevat tarvitsevänsä muita enemmän lisätietoa metsäsertifiointin kriteereistä puronvarsien käsittelyyn ja metsänhoitosuosituksen toimenpide-ehdotuksista ennen metsänkäsittelystä päättämistä ($t=5,673$, $p=0,000$; $t=5,882$, $p=0,000$).

Tutkimuksessa oltiin kiinnostuneita siitä, mitkä asiat ovat merkityksellisiä metsän omistamisessa. Tuloksista ilmenee, että metsiä omistetaan useiden erilaisten syiden vuoksi (kuva 26). Esimerkiksi metsien virkistyskäyttö on tärkeä syy selkeälle enemmistölle (75 %) ja monimuotoisuuden säilyttäminen on tärkeää enemmistölle (54 %) vastaajista. Metsät ovat päätulojen lähde tai säännöllistä lisätuloa tuova noin 40 % vastaajista. Eri tavoitteiden merkitystä keskenään vertailtiin annettujen merkitysten keskiarvojen avulla (taulukko 8) ja t-testin avulla. Tuloksista ilmenee, että metsien virkistyskäyttö on keskimäärin luonnon monimuotoisuutta ja taloudellisia tavoitteita tärkeämpi tekijä vastaajille metsänomistukseen liittyen Pohjois-Pohjanmaalla. Virkistyskäyttöön sisällytettiin tässä kolme asiaa eli metsien virkistyskäyttö (marjastus, metsästys, luonnossa liikkuminen ja ulkoilu), hyötyliikunta metsätoissa ja maisema. Vastaavasti luonnon monimuotoisuuteen arvioitiin tässä kuuluvan monimuotoisuuden säilyttäminen (esim. lahopuiden jättäminen metsään), hiilen sidonta ja luonnonsuojelu (esim. luonnonsuojelualue tai METSO-ohjelman kautta suojelu). Päätulojen lähde tai säännölliset lisätulot, taloudellinen turva yllättävien menojen varalle, sijoituskohde ja perintö lapsille puolestaan määrittivät tässä taloudellisia tekijöitä. Niukka enemmistö vastaajia (54 %) pitää niitä tärkeäimpinä metsänomistuksessa kuin monimuotoisuutta (taulukko 8). Taloudelliset syyt olivat painokkaammat suuremman (yli 55 ha) metsätilan omistavilla ($t=11,896$, $p=0,000$), mutta tilan koolla ei ollut merkitystä luonnon monimuotoisuudelle tai virkistyskäytölle annettuihin merkityksiin ($t=0,455$, $p=0,649$; $t=0,049$, $p=0,961$).

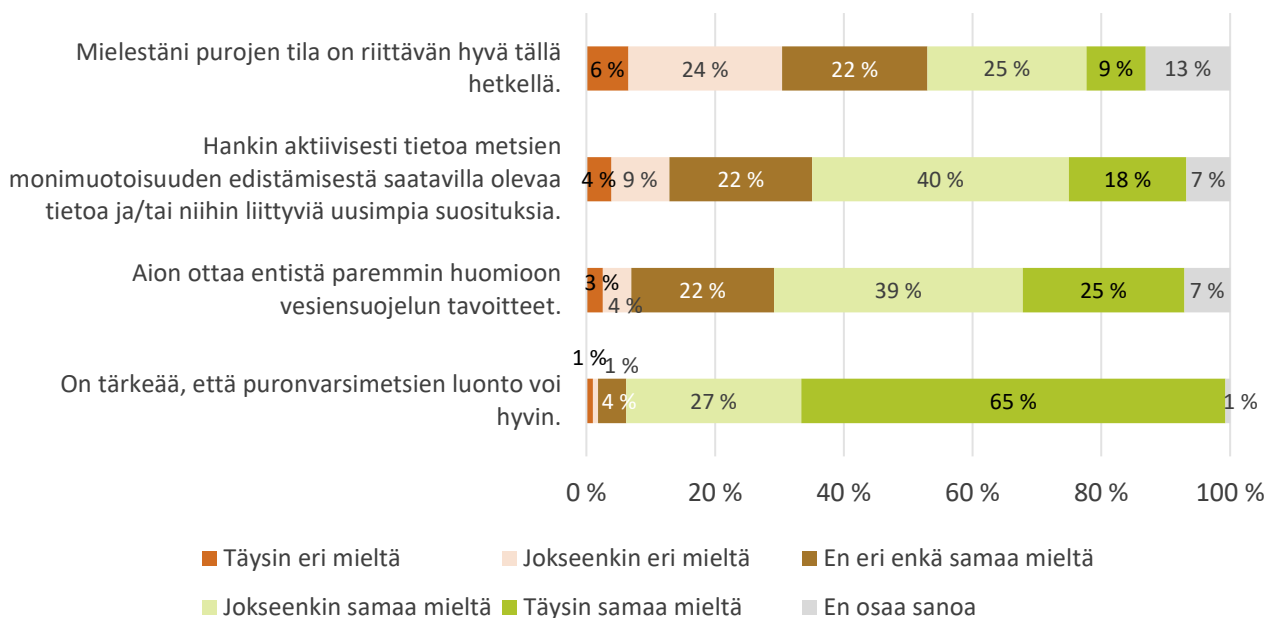


Kuva 26. Metsänomistajilta kysyttiin, kuinka paljon eri tekijät vaikuttavat heidän haluunsa omistaa metsää. Kuvassa on esitetty vastausprosentit eri kategorioissa (K6, n = 2140).

Taulukko 8. Virkistyskäytön, monimuotoisuushyötyjen ja talouskäytön tärkeyden vertailu syynä omistaa metsää. Prosenttiosuudet tarkoittavat osuutta vastanneista (n = 2140).

Syy metsänomistukselle	Ensimmäinen syy on tärkeämpi	Yhtä tärkeät
Virkistyskäyttö vs. monimuotoisuus	69 %	12 %
Virkistyskäyttö vs. talous	65 %	4 %
Talous vs. monimuotoisuus	53 %	1 %
Talous vs. virkistyskäyttö	31 %	4 %

Selkeä enemmistö vastanneista aikoo ottaa vesiensuojelun tavoitteet entistä paremmin huomioon ja/tai hankkia tietoa ja suosituksia monimuotoisuuden edistämisestä metsäpalstallaan lähitulevaisuudessa (kuva 27). Puronvarsia omistavien joukossa nämä tavoitteet ovat vielä vahvemmin esillä kuin muilla vastaajilla ($t=5,774$, $p=0,000$; $t=5,612$, $P=0,000$). Heillä on myös vähemmän intressiä valita tarjottua metsäsuunnitelmaa ($t=-3,128$, $P=0,002$).



Kuva 27. Vastauksia vesiensuojeluun ja luonnonmonimuotoisuuteen liittyviin väittämäkysymyksiin (K15 ja K17, $n = 2140$).

Alle puolessa puroja omaavista metsätiloista oli (vastaajien arvioimana) metsälakikohteita eli metsälain luvun 3 § 10 mukaisia erityisen tärkeitä elinympäristöjä. Vajaa viidennes puronvarsimetsien omistajista ei toisaalta osannut (16 %) tai halunnut (1 %) arvioida onko tiloilla puron varren metsälakikohteita vai ei. Kysymys metsätilan purojen tilasta yleisemmin Pohjois-Pohjanmaalla jakoi vastaajia. Noin kolmannes vastaajista oli samaa mieltä väittämästä, että purot ovat hyvässä tilassa Pohjois-Pohjanmaalla. Päinvastaista mieltä oli 30 % vastaajista.

Puron varteen sijoittuvien metsätilojen omistajilta kysyttiin, millaisia suojavyöhykkeitä näillä tiloilla on jätetty mahdollisissa hakkuissa heidän omistusaikanaan. Puron suojavyöhykkeeksi kuvattiin uoman rantakaistale, jossa metsänkäsittely poikkeaa ympäröivästä alueesta tai käsittelyä ei tehdä ollenkaan. Puron suojavyöhykkeeksi kuvattiin uoman rantakaistale, jossa metsänkäsittely poikkeaa ympäröivästä alueesta tai käsittelyä ei tehdä ollenkaan. Puolet (49 %) puronvarren metsien omistajista arvioi, ettei purojen varsille ole lainkaan kohdistunut hakkuita. Niillä, joilla hakkuita oli ollut, puolet (50 %) suojavyöhykkeistä oli toteutettu tasalevyisinä: näistä noin puolet (52 %) oli rajattu 5–10 metrin levyisiksi ja loput vähintään 15 metrin levyiseksi. Vaihtelevan levyisinä oli toteutettu 37 % suojavyöhykkeistä. Suojavyöhykkeitä ei ollut jätetty lainkaan 16 %:lle hakkuun alaisista rantametsistä ja vastaajilla ei ollut tietoa, miten suojavyöhyke oli toteutettu 13 %:lla metsäpalstoista.

Rantametsien omistajilta kysyttiin lisäksi, miten puron varsien puustoa on käsitelty heidän omistusaikanaan. Hiukan yli puolet heistä (56 %) arvioi, ettei puronvarsille ole kohdistunut hakkuita. Mikäli hakkuita oli tehty, suojavyöhykkeen puusto oli useimmiten joko säilytetty kokonaan (47 %) tai sitä oli harvennettu (45 %). Tulevaisuuden puronvarsihakkuista kysyttiin, miten vastaajat toivoisivat suojavyöhykkeen puustoa käsiteltävän. Kolmasosa vastaajista arvioi, ettei purojen varsille ole kohdistumassa hakkuita, kun tarkasteluun otettiin ainoastaan puronvarsimetsien vastaajat ($n = 1118$). Suosi-

tuimmat valinnat hakkuutilanteessa olivat: i) puustoa voidaan käsitellä poimintahakkuulla, jolloin tavoitteena on myös puuston luontainen uudistuminen (50 %), ii) puustoa voidaan harventaa (41 %), tai iii) koko puusto säilytetään (23 %) (kuva 28).

Seuraavaksi ordinaalisen logistisen regressiomallin avulla tarkasteltiin, mitkä tekijät yhdessä vaikuttavat haluun säästää puita puronvarsilla. Selitettävänä muuttujana oli säilytettävän suojavyöhykkeen puuston määrä jaoteltuna neljään luokkaan, jotka olivat 1: Kaikki puusto voidaan poistaa säästöpuita lukuun ottamatta, 2: Puustoa voidaan käsitellä poimintahakkuulla, jolloin tavoitteena on myös puuston luontainen uudistuminen; 3: Puustoa voidaan harventaa ja 4: Koko puusto säilytetään. Todennäköisyys säästää puita oli suurempi, mikäli vastaaja oli valmis toteuttamaan leveämpiä suojavyöhykkeitä, koki purojen monimuotoisuuden vaarantuvan hakkuissa purojen varsilla tai metsän tuottamat ekosysteemi-palvelut olivat hänelle tärkeitä. Lisäksi puuston säästäminen hakkuutilanteessa on todennäköisempää, mikäli vastaaja ei suunnittele valitsevansa metsäsuunnitelmaa eli metsämattilaisen suosittelemaa vaihtoehtoa.



Kuva 28. Vastausmäärät puron varren hakkuuita koskeviin kysymyksiin (K14, n = 1106). Kuvaa varten vastausvaihtoehdot "Puron varteen kohdistuvia hakkuuita ei ole tulossa" ja "Koko puusto säilytetään suojavyöhykkeellä" on yhdistetty. Kaikkiaan 353 vastaajan mukaan puron varteen kohdistuvia hakkuuita ei ole tulossa ja vastaajista 172 ilmoitti säilyttävänsä koko puuston suojavyöhykkeellä.

Vastaajat arvioivat, että puron varsille olisi kohdistumassa lähivuosina hakkuuita 64 %:lla metsätiloista. Metsänomistajia pyydettiin valitsemaan todennäköisin suojavyöhykevaihtoehto hakkuutilanteessa. Suosituin (38 %) vaihtoehto oli vaihtelevan levyinen, keskimäärin 10 metriä ja vähintään 5 metriä leveä suojavyöhyke, joka on myös uuden PEFC-sertifikaatin mukainen ratkaisu. Lähes yhtä moni (34 %) valitsisi vaihtelevan levyisen suojavyöhykkeen, jonka leveys on 5–30 metriä. Muunlaiseen, kyselyssä määrittelemättömään, ratkaisuun aikoi tukeutua 15 % metsänomistajista. Tässä tapauksessa vastaajia pyydettiin kirjoittamaan, minkälainen suojavyöhyke olisi: suurin osa kertoi, ettei aio jättää suojavyöhykettä lainkaan tai aikoo jättää ehdotettuja kapeampia tasalevyisiä vyöhykkeitä. Jossain vastauksissa todettiin, että suojavyöhykeratkaisu valitaan tapauskohtaisesti. Tasalevyisen 15 tai 30 metriä leveän suojavyöhykkeen aikoi valita 10 % vastaajista

4 Tulosten tarkastelu

Hankkeessa tarkasteltiin laaja-alaisesti DTW-kosteusindeksin hyödyntämismahdollisuuksia ekologisesti perusteltujen metsäpurojen suojavyöhykkeiden suunnittelussa. Vesiensuojelun tavoitteet huomioitiin myös tarkastelemalla suojavyöhykkeitä maaperän eroosioherkkyyden osalta. Tulokset antavat vahvoja viitteitä siitä, että paikkatietoaineistoihin, erityisesti kosteusindeksiin, perustuvilla vaihtelevan levyisillä suojavyöhykkeillä rantametsien monimuotoisuuden suojelua voidaan kohdentaa tasalevyisiä vyöhykkeitä paremmin niille alueille, joissa on eniten luontoarvoja. Kosteusindeksin vastaavuus mitattuihin maaperän kosteusolosuhteisiin oli varsin hyvä, joten kosteusindeksiä voidaan pitää suhteellisen luotettavana mallina. Myös taloudelliselta kannalta vaihtelevan levyiset suojavyöhykkeet voivat olla metsänomistajalle mielekkäämpiä kuin tasalevyiset vyöhykkeet, sillä hehtaariohtaisesti tarkasteltuna ne tulivat laskentaskenaarioissa edullisemmaksi kuin 5–15 metrin tasalevyiset suojavyöhykkeet. Suojavyöhykkeiden optimointia voidaan vielä tarkentaa maastotarkastelulla Siniset tavoitteet -työkalun avulla, sillä hankkeessa tehdyn arvioinnin perusteella GIS-työkaluilla ei voida täysin korvata maastotarkasteluja. Metsänomistajille suunnatun kyselyn tulokset osoittavat lisäksi, että metsätalouden ja luonnonsuojelun tavoitteiden yhteensovittamiselle ja ekologisesti perustelluille suojavyöhykeratkaisuille on kysyntää maanomistajien keskuudessa, mutta vesiensuojelua ja luonnonhoitoa koskevan tiedon jalkauttamiselle on tarvetta.

4.1 Puronvarren kasvilajisto hyötyy kosteusindeksin avulla rajatuista suojavyöhykkeistä

Koillismaan puroilla tehty laaja kasvillisuus selvitys osoitti, että kosteaan ja ravinteikkaaseen kasvupaikkaan sopeutuneita lajeja oli merkittävästi enemmän ranta-alueilla, joissa kosteusindeksin arvo ei ylittänyt 0,5 metriä verrattuna kuivempiin ($DTW > 0,5$ m) alueisiin. Lisäksi kasvilajien lukumäärä oli näin rajatulla rantavyöhykkeen alueella suurempi kuin kuivemmillä alueilla, eikä kuivempien alueiden lisääminen vyöhykkeeseen merkittävästi lisännyt suojavyöhykkeen lajimäärää.

Kasvilajisto erosi kostean ($DTW < 0,5$ m) ja kuivan ($DTW > 0,5$ m) vyöhykkeen välillä. Kuivemmillä alueilla esiintyi lähinnä varpukasvillisuutta, kun taas kostean alueen lajisto oli pääosin ruohovartista. Myös koneoppimismenetelmän perusteella kosteusindeksi oli ylivoimaisesti tärkein kasvilajiston vaihtelun selittäjä. Koneoppimisella voitiin tuottaa suhteellisen tarkkoja kasvilajiston ennusteita niiden monimuotoisuutta kuvaavista indekseistä, joten menetelmä vaikuttaa varsin lupaavalta laajempia sovelluksia ajatellen. Kasvilajiston maaperän pH-vaatimuksia kuvaavaan Ellenbergin indeksiin perustuva malli tuotti tarkimmat ennusteet, ja tähän perustuva suojavyöhyke oli pinta-alaltaan kosteusindeksiin perustuvaa vyöhykettä selvästi pienempi. Minkään testatun mallin luotettavuus ei kuitenkaan ollut järin suuri, mikä johtuu todennäköisesti lajiston isosta luonnollisesta vaihtelusta. Vaikka kasvien inventointimäärät olivat isoja, koneoppimismenetelmien parempaan tulokseen pääseminen vaatisi vieläkin suurempia otosmääriä.

Maaperän happamuuden suhteen kaikkein vaateliaimpiin lajeihin perustuva vyöhyke ei kuitenkaan välttämättä ole tehokkain suoja koko kasvilajiston kannalta, joten jatkossa menetelmää tulisi testata laajemmalla joukolla vastemuuttujia. Kasvien lajimäärään perustuvan mallin selitysarvo jäi toisaalta melko pieneksi, joten muiden selittävien muuttujien mukaan tuominen voisi myös parantaa mallin luotettavuutta.

Tulosten perusteella kosteusindeksin raja-arvoa 0,5 m voitaisiin käyttää suojavyöhykkeiden rajaamisessa siten, että monimuotoisuuden kannalta tärkeimmät rantametsän kasvupaikat ja kasvilajisto säilyisivät metsähakuissa. Koska kosteusindeksi on jo valmiiksi avoimena paikkatietona kaikkien saatavilla ja rajattuna DTW-arvon 0,5 m mukaisesti, sitä olisi varsin helppo soveltaa jo nyt suojavyöhykkeiden suunnittelussa.

4.2 Vesiensuojelun tavoitteiden huomioiminen suojavyöhykkeiden suunnittelussa

Kiintoaineen eroosioriskin huomioiminen kasvatti suojavyöhykkeen pinta-alaa huomattavasti. Suojavyöhykkeen rajana pidettiin erittäin pientä kiintoaineen huuhtoutumisriskiä, joten alueiden liittäminen suojavyöhykkeeseen ei ole välttämättä mielekäästä, mikäli alue sijaitsee etäällä purosta. Vesiensuojelun kannalta RUSLE 2015 -eroosiomallin tarkastelu yhdessä kosteusindeksin kanssa olisi kuitenkin hyödyllistä, etenkin purojen välittömässä läheisyydessä toimittaessa, sillä kiintoainekuormitus on merkittävä purojen tilaa ja eliöyhteisöjä heikentävä tekijä (Turunen ym. 2019).

Hankkeen aikana Suomen metsäkeskuksessa tuotettiin myös uusia, RUSLE 2015 -malliin perustuvia, paikkatietoaineistoja. Näistä kiintoaineen retentiokarttaa, joka kuvaa liikkeelle lähteneen kiintoaineksen kulkeutumisreittejä, voitaisiin hyödyntää suojavyöhykkeiden ja yleisemmin metsänhoitotöiden suunnittelussa. Sen avulla voidaan tunnistaa alueet, joista paljastetusta maasta liikkeelle lähtenyt kiintoaine todennäköisesti huuhtoutuu purouomaan saakka. Näillä alueilla tulisi välttää maanmuokkausta ja työkoneilla kulkemista. Massataseen avulla suojavyöhykkeen leveyttä voidaan tarkastella myös kiintoaineen kulkeutumisen näkökulmasta. Massataseen osoittamat riskialttiit kohdat kannattaa huomioida suojavyöhykkeiden suunnittelussa jättämällä näihin kohtiin leveämpi kaistale, jossa ei muokata maata. Myös leimikolla oleviin riskialttiisiin kohtiin kannattaa jättää esimerkiksi säästöpuuryhmiä, jotka pysäyttävät kiintoainetta jo ennen suojavyöhykettä.

Kiintoaineen kulkeutumisen tasoa kuvaava massatase laskettiin pilottipurojen valuma-alueille. Massatasetta ei toistaiseksi ole saatavilla koko maan kattavasti, mutta eroosioherkkyyden (RUSLE) ja virtausverkon avulla voidaan tunnistaa riskialttiita maastonkohtia. Virtausverkkokartasta voidaan myös tunnistaa noroja, joiden luonnontilan vaarantaminen muualla kuin Lapin maakunnassa on kielletty (vesilaki 2 luku § 11).

Siniset tavoitteet -maastotarkastelun perusteella norot, lähteet ja tihkupinnat löytyvät todennäköisimmin kosteusindeksin ja virtausverkon osoittamista paikoista, joskaan kaikkia paikkatietoaineistojen indikoimia tihkupinta-, lähde- tai norokohteita ei voitu maastossa varmentaa sellaisiksi. Virtausverkko ja -reitit, sekä kosteusindeksi perustuvat maaperän topografiaan eivätkä ne kuvaa maaperän rakennetta, kuten kivisyttä ja vedenläpäisevyyttä, jotka vaikuttavat oleellisesti siihen purkautuuko vettä maan pinnalle näkyviin.

4.3 Metsäneuvonnan monipuolistaminen palvelisi metsänomistajien erilaisia tarpeita

Maanomistajien halussa omistaa metsää korostuivat metsien virkistyskäyttö ja maisemalliset arvot taloudellisten arvojen sijaan. Vaikka luonnonsuojelu tai monimuotoisuuden edistäminen oli vähemmän tärkeä syy omistaa metsää kuin virkistys- tai talouskäyttö, sekä vesiensuojelun tavoitteet että monimuotoisuuden huomioiminen koettiin tärkeäksi. Myös jatkuvapeitteinen metsänkasvatus kiinnosti enemmistöä sille soveltuvilla kohteilla (60 %). Ne, jotka eivät ilmoittaneet olevansa kiinnostuneita, voivat olla esimerkiksi perinteisen tasaikäisrakenteisen metsänkasvatuksen kannattajia tai eivät ole lainkaan kiinnostuneita metsän talouskäytöstä.

Aiempien kyselytutkimusten perusteella ympäristöön ja talouteen liittyvät motiivit vaihtelevat eri ihmisryhmien välillä. Esimerkiksi nuoremmat ja koulutetummat metsänomistajat ovat vanhempia valmiimpia tekemään monimuotoisuutta edistäviä metsänhoidollisia toimenpiteitä (Husa ja Kosenius 2021, Matta ym. 2009). Yksityismetsiä ollaan Koskelan (2004) mukaan valmiita suojelemaan pienimuotoisesti ja perinteistä kevyemmällä metsänkäsittelytavoilla. Myös tämän hankkeen kyselyssä selkeä enemmistö vastanneista oli kiinnostunut edistämään sekä vesiensuojelua että monimuotoisuutta omilla metsätiloilla.

Koskelan (2004) mukaan osa metsänomistajista kuitenkin epäilee suojelun tuottamia hyötyjä ja ajattelee toimenpiteiden olevan liian kalliita. Metsäneuvonnassa voisikin olla hyvä korostaa

toimenpiteitä, jotka hyödyttävät sekä metsien virkistyskäyttöä, monimuotoisuutta että taloudellista tuottoa. Metsien talouskäytön ja monimuotoisuuden ristiriidat usein korostuvat metsäkeskustelussa, mutta niiden välillä on myös synergioita. Esimerkiksi monipuolinen puulajisto turvaa metsän kasvua monokulttuuria paremmin, sillä sekapuustoisuus voi vähentää tuulenkaatojen riskiä (Peltola et al. 2000) sekä erityisesti havupuihin kohdistuvia tuholais- ja patogeeniriskejä (Huuskonen ym. 2021). Lehtipuiden osuuden lisääminen edistäisi myös purojen ja rantametsien yhteyden ja ekosysteemin luontaisen toiminnan palautumista (Tolkkinen ym. 2020, Hasselquist ym. 2021). Lehtikarikeri on ensisijainen energian lähde pienten metsäpurojen eliöstölle, sillä se on helpommin pilkottavaa ja ravintoarvoltaan parempaa kuin havut (Lidman ym. 2017, Zhang ym. 2019); erityisen hyvälaatuisia ravintoa tarjoavat lepät (Haapala ym. 2001, Lidman ym. 2017). Lehtipuiden osuuden lisääminen puustosta on tunnustettu myös yhdeksi keinoksi ehkäistä vesien tummumista eli liukoisen hiilen kuormitusta (Kritzberg ym. 2019, Skerlep 2021). Monimuotoisuuden merkitys kasvatusmetsien terveydessä todennäköisesti korostuu entisestään muuttuvassa ilmastossa. Lisäksi hankkeen erilaisten suojavyöhykeratkaisujen talouslaskelmat osoittivat, että luontoarvojen huomioiminen ei aina tarkoita edes taloudellisia tappioita metsänomistajan kannalta.

Vaikka vesien suojelu koetaan tärkeäksi metsänomistajien keskuudessa vesien tilan riippuvuus metsänhoitotoimista ei kyselyn perusteella ollut kaikille vastaajille selvä. Erityisesti ne metsänomistajat, joiden metsäkiinteistöllä virtasi puro olivat kiinnostuneita huomioimaan vesiensuojelun tavoitteet entistä paremmin. Tämä on hyvä asia, mutta toisaalta vesiensuojelun tehostamisen kannalta olisi olennaista huomioida vesiensuojelutoimet myös purojen valuma-alueilla. Esimerkiksi kunnostusajatuksia tehdään laajasti valuma-alueilla, mikä voi pahimmillaan johtaa siihen, että suojeluponnistukset purojen läheisyydessä menevät hukkaan. Neuvonnassa olisikin hyödyllistä korostaa vesiensuojelua ja kohdentaa viestintää ja koulutusta myös niille metsänomistajille, joiden kiinteistöillä ei ole vesistöjä.

Metsäneuvonnan tärkeyttä korostaa se, että enemmistö vastaajista (60 %) aikoi todennäköisesti valita metsäsunnitelman tai metsäammattilaisen suosittelman vaihtoehdon. Tietoa tulee kuitenkin olla saatavilla myös muuta kautta, sillä selvä enemmistö (72 %) ilmoitti aikovansa itse aktiivisesti vertailla metsänkäsittelyvaihtoehtoja. Merkittävää on, että puronvarsien omistajat olivat muita haluttomampia valitsemaan metsäammattilaisen tarjoaman metsäsunnitelman, mikä kertonee siitä, että metsäneuvonta ei ole onnistunut vastaamaan puronvarsipalstojen omistajien tarpeisiin. Tätä tukee se, että kyselyn perusteella purojen varsien omistajat olivat halukkaita käsittelemään rantametsiä avohakkuuta kevyemmillä menetelmillä.

Kokonaisuudessaan kysely osoitti, että maanomistajat kaipaavat metsäneuvojilta entistä monipuolisemmin vaihtoehtoja perinteisille metsänhoitotoimille. Vastauksissa korostettiin, että metsänomistajan tulisi itse saada päättää metsänkäsittelystä, ja suojelusta tulisi vähintään maksaa korvaus. Todennäköisesti ympäristötuen ja Metso-rahoituksen kaltaisia taloudellisia kannustimia tarvitaankin edelleen, varsinkin erityisen arvokkaiden kohteiden suojelemiseksi. On kuitenkin huomattava, että hankkeen kasvilisuslaskelmuksen perusteella purojen varret olivat keskenään erilaisia kasvilajistoltaan. Suojelun kohdentaminen vain tiettyjen purojen varsille ei siis ole toimiva ratkaisu, jos tavoitteena on monimuotoisuuden vaaliminen, vaan riittäviä suojavyöhykkeitä tarvitaan läpi uomaverkoston. Koska kaikille kohteille ei voida osoittaa taloudellista tukea, neuvonnassa olisi hyvä korostaa, että monimuotoisuutta tukevat vaihtelevan levyiset suojavyöhykkeet voivat olla itse asiassa taloudellisesti edullisempi vaihtoehto verrattuna tasalevyisiin suojavyöhykkeisiin.

4.4 Vaihtelevan levyisten suojavyöhykkeiden vieminen käytäntöön

Vaihtelevan levyiset suojavyöhykkeet kiinnostivat metsänomistajia laajasti, sillä 19 % ilmoitti jo hyödyntäneensä vaihtelevaa leveyttä suojavyöhykkeiden muodostamisessa. Siitä ei ole tarkempaa tietoa, minkä perusteella vaihtelevan levyisiä suojavyöhykkeitä on tähän mennessä muodostettu, mutta esimerkiksi Metsähallituksen Metsätalous Oy on hyödyntänyt kosteusindeksiä suojavyöhykkeiden

suunnittelussa ja maan kantavuuden arvioimisessa (Metsätalous Oy, suull. tiedonanto). Kyselyn avoimissa vastauksissa tuotiin esille, että puuston jättäminen suojavyöhykkeelle ei välttämättä ole ongelma, mutta ekologisesti mielekkäiden suojavyöhykkeiden laaja käytäntöön vieminen voisi olla tehokkaampaa, jos suojele ei ole liian jäykkää ja kategorista. Valtion mailla suojavyöhykkeet jätetään täysin hakuiden ulkopuolelle puron varjostuksen säilyttämiseksi (Metsätalous Oy, suull. tiedonanto). Poimintahakkuun salliminen rantametsässä voisi kuitenkin edistää yksityisten maanomistajien halua jättää riittävän leveitä suojavyöhykkeitä.

Monilla purokohteilla poiminta- tai harvennushakkuulla ei todennäköisesti olisi suurta vaikutusta vesiensuojelun tai puron monimuotoisuuden kannalta, mikäli maata ei rikota ja rantametsään jäisi riittävästi puroa varjostavaa puustoa ja lehtipuita (Kreutzweiser ym. 2009a, Kreutzweiser ym. 2010). Todennäköisesti purojen välillä on kuitenkin eroja siinä, kuinka herkkiä niiden ekosysteemitoinnot ja eliöyhteisöt ovat hakuiden vaikutuksille (Broadmeadow & Nisbet 2004, Richardson & Béraud 2014). Oldénin ym. (2019) mukaan poimintahakkuu metsälain (luvun 3 § 10) tarkoittamissa erityisen tärkeissä elinympäristöissä kuitenkin heikentää rantametsän luontoarvoja, eikä se siten sovellu ns. metsälaki-kohteiden käsittelyvaihtoehdoksi. Päätehakkuita kevyempiä hakkuumenetelmiä on ehdotettu rantametsien luonnonhoitotoimina korvaamaan luonnollisten häiriöiden, kuten metsäpalojen ja tuulenkaatojen, puutetta (Kuglerová ym. 2017). On kuitenkin epäselvää, vastaako tällaiset hakkuumenetelmät laajuudeltaan ja ekologisilta vaikutuksiltaan luonnon omia häiriöitä, ja siksi ne eivät sovellukaan automaattisesti kaikkiin kohteisiin tai luonnon häiriöiden yleiskorvaajiksi (Moore & Richardson 2012, Sibley ym. 2012).

Myös kiintoainekuormituksen ehkäisemiseen on syytä kiinnittää huomiota avohakkuuta kevyemmissäkin hakkuissa ja valita hakkuutapa huolella (Kreutzweiser ym. 2009b). Rantametsien hakkuilla voi myös olla hyvin erityyppiset vaikutukset riippuen metsätyypistä ja siitä, miten metsää on muutoin käsitelty (esimerkiksi, kuinka lähellä puroa metsää on käsitelty ja kuinka intensiivisesti). Rantametsien poiminta- tai harvennushakkuista onkin vaikea antaa yleisiä suosituksia: hakuiden ekologisten merkitysten tarkempi tyyppikohtainen täsmentäminen olisi tarpeellista.

Poimintahakkuiden salliminen rantametsissä voi kuitenkin edistää leveämpien suojavyöhykkeiden jättämistä sellaisten maanomistajien metsissä, jotka muuten jättäisivät vain minimisuojavyöhykkeen (esim. PEFC-sertifikaatin mukaisen) tai ei suojavyöhykettä lainkaan. Hankkeessa tehtyjen taloudellisten laskelmien perusteella kosteusindeksiin perustuvan suojavyöhykkeen jäävän puuston keskimääräinen arvo puolittui poimintahakkuuskenaariossa verrattuna skenaarioon, jossa koko vyöhykkeen puusto säilytettäisiin. Lisäksi DTW-suojavyöhykkeen hehtaarikohtainen arvo oli vähäisempi kuin 15 metriä leveän, sillä taloudellisesti arvokkaimpien havupuiden kasvu on kituliasta kosteissa olosuhteissa.

Eroosioriskialueen lisääminen DTW-suojavyöhykkeeseen kuitenkin nosti suojavyöhykkeen hintaa. Tämä johtui siitä, että eroosioriskialueet sijaitsivat usein melko kaukana puronreunasta, jolloin suojavyöhykkeen leveys kasvoi huomattavasti verrattuna kosteusindeksin perusteella rajattuun vyöhykkeeseen. Vesien suojelelun kannalta kauempana purosta olevilla eroosiolle alttiilla alueilla olennaista on välttää maanpinnan rikkomista, eikä taloudellisesti arvokkaiden puiden kaatamiselle ole vesiensuojelullista estettä. Kappaleessa 5 on esitetty suositukset ja konkreettiset ohjeet suojavyöhykkeiden rajaamiselle paikkatietoaineistoja hyödyntäen.

4.5 Jatkotutkimustarpeet

Hankkeen kasvillisuusselvityksen perusteella kosteusindeksin raja-arvo 0,5 m on lajirikkaimman ja monimuotoisimman kasvillisuuden raja, mutta hankkeessa ei pystytty tarkastelemaan, kuinka ns. reunavaikutus tulisi huomioida suojavyöhykkeiden rajaamisessa. Reunavaikutus voi suojavyöhykkeissä tarkoittaa esimerkiksi lajiston epäsuotuisaa muutosta tai lajimäärän vähenemistä suojavyöhykkeen reunan muuttuneen mikroilmaston tai maaperän kosteusolosuhteiden seurauksena (Steward & Mallik 2006). Vaihteleva suojavyöhykkeen leveys saattaa kuitenkin jo itsessään suojata enimmäkseen reunavaikutukselta, mikäli leveyden vaihtelua on tarpeeksi (vrt. sahalaitaisuus, Braithwaite & Mallik 2012). Jatkotutkimuksissa olisikin hyvä

selvittää mahdollisia ekosysteemin muutoksia vaihtelevan levyisissä suojavyöhykkeissä reunavaikutuksen kannalta ja eri eliöryhmiin (esimerkiksi käävät, selkärangattomat ja linnut).

Hankkeen tutkimuspurot kattoivat sekä turve- että kivennäismaaperän alueita, mutta turvemaanosuuksia oli eniten. Jatkuvatoimisten kosteusmittauksien perusteella maalajien välillä oli eroa siinä, kuinka hyvin maaperä pidatti kosteutta: kivennäismaa, erityisesti hiekka, pidatti kosteutta turvemaata heikommin. Kuitenkin puron lähellä (DTW-luokassa 0–0,4 m) maaperä oli useammin kosteaa kuin raja-arvon kauempana purosta. Maaperän kosteuden ja tyyppin välillä oli korrelaatiota: mitä kosteampaa maaperä oli, sitä useammin kyse oli turvemaasta (ja mitä kuivempaa, sitä useammin kivennäismaasta). Tulosten perusteella ei voida sanoa, johtuiko erot kosteudessa DTW-luokkien välillä pohja- tai pintaveden vaikutuksesta vai kosteusolosuhteiden luomasta korkeasta turvemaan osuudesta. Koska puronvarret eri puolilla Suomea voivat poiketa hankealueen puronvarsista, olisi hyvä jatkossa selvittää, millä tavalla maaperän tyyppi ja kosteus vaihtelevat erityyppisessä maastossa ja erityyppisillä puroilla (esim. luonnontilaisen kaltainen vs. muutettu ja jyrkkä- vs. loivareunainen) ja vaikuttaako mahdollinen vaihtelu siihen, millaisia suojavyöhykkeitä kohteille voidaan suositella.

Hankkeessa tehdyn kattavan maastoinventoinnin perusteella voitiin tarkastella ja arvioida rantametsän luontoarvoja eri suojavyöhykeratkaisuilla. Metsähakkuiden vesistövaikutusten luotettavan arvioinnin tueksi tarvittaisiin kuitenkin lisää tutkimusta: toteutuvatko vesiensuojelun tavoitteet paremmin, jos suojavyöhykkeet toteutetaan tasalevyisten sijaan vaihtelevan levyisinä paikkatiedon perusteella?

5 Suositukset suojavyöhykkeiden rajaamisesta

Paikkatietoaineistoja suositellaan hyödynnettävän suojavyöhykkeiden rajauksessa seuraavasti.

1) Rajataan suojavyöhyke **kosteuskartan** DTW-indeksin arvon 0,5 m mukaisesti, jolloin rajauksen sisään tulee monipuolisesti kosteudesta riippuvaisia elinympäristöjä. Indeksien rajaamaan alueen laajentumia kannattaa tarkastella erikseen. Näitä voi muodostua soisten alueiden ympärille, jolloin alueet voivat olla laajoja. Puuttomilla ja heikkotuottoisilla soilla ei ole metsätaloudellista merkitystä, joten suojavyöhykkeillekään ei ole välttämättä tarvetta. Vyöhykkeen voi näissä kohdissa rajata lähemmäs uomaa, mutta sulan maan aikana alueilla ei käytännössä voi ajaa metsäkoneilla. Laajennuksia voi syntyä myös puroon johdettujen metsäojien varsille. Myös nämä laajennukset voi jättää suojavyöhykerajauksen ulkopuolelle. Suojavyöhyke tulisi ensisijaisesti jättää käsittelemättä, mutta poimintahakkuut ovat mahdollisia. Tällöin tulisi säästää lehtipuita. Maan pinnan rikkomista suojavyöhykkeellä tulisi ehdottomasti välttää, kuten myös hakkuutähteiden jättöä sekä typpilannoitusta.

2) **RUSLE 2015 -eroosiokartan** avulla tunnistetaan kohteet, joissa paljaan maan eroosioriski on suuri. Maata eroosiolta suojaava humuskerros rikkoontuu sekä hakkuu- että ajokoneiden ajourissa sekä maanmuokkauksessa. Eroosioherkät alueet vesistöjen varsilla tulisi jättää koskemattomiksi suojavyöhykkeiksi ja esimerkiksi uomien ylitykset suunnitella ei-eroosioherkkiin kohtiin. Kosteuskartan DTW-indeksin 0,5 m vyöhykettä etäämmällä sijaitsevilla eroosioriskialueilla tulisi välttää ainakin maanmuokkausta ja raskailla koneilla kulkemista.

3) Kiintoaineen **retentiokartta** yhdistää eroosioriskin ja liikkeelle lähteneen kiintoaineen todennäköisen kulkeutumisen. Puron varren eroosioherkältä alueelta aineksen kulkeutuminen puroon on todennäköistä, mutta myös kauempaa riskialueelta ainesta voi kulkeutua veden kulkeutumisreittejä pitkin. Retentiokartan perusteella tunnistetaan maastonkohdat, joista paljaasta maasta liikkeelle lähtenyt kiintoaines todennäköisesti huuhtoutuu purouomaan saakka. Näillä alueilla ajouraverkoston ja maanmuokkauksen hyvään suunnitteluun tulee kiinnittää erityistä huomiota. Alueet toimivat luontaisina vaihtumisvyöhykkeinä puustoisien suojavyöhykkeen ja voimakkaammin käsitellyn metsän välillä.

4) **Virtausverkon** perusteella voidaan erottaa mahdolliset norot tai hyvin pienet pohjavesivaikutteiset pysyvän virtauksen uomat, joita saattaa olla etenkin kosteuskartan laajentumisissa. Tällaisten uomien luonnontilan vaarantaminen on lailla kielletty Lapin eteläpuolella. Uomia on myös kuivemmilla alueilla ja rinteissä, joissa niitä kannattaa paikantaa etenkin maan pinnan kiintoaineen eroosiokartan perusteella korkean eroosioriskin saavien alueiden yhteydestä. Kiintoaine kulkeutuu uomia pitkin puroon, joten kulkeutumisesta voidaan vähentää huomioimalla uomat ajouraverkoston ja maanmuokkauksen suunnittelussa tai esimerkiksi jättämällä säästöpuuryhmiä uomien kohdalle. Myös typpilannoituksissa uomat olisi hyvä huomioida, jotta lannoitteet eivät kulkeudu uomia pitkin puroon.

Sanasto

Humus	Luonnonvesissä esiintyvää eloperäistä eli orgaanista ainesta, eli hajonnutta tai osittain hajonnutta eläin- ja kasvimassaa.
Koneoppiminen	Tekoälyn osa-alue, jossa kone parantaa suoristuskykyään oppimalla itsenäisesti datan perusteella.
Metsäsertifikaatti	Vapaaehtoinen järjestelmä metsänomistajille, jonka tarkoitus on kertoa puun ostajalle, kuinka hyvin erilaiset arvot metsässä ja sen hakkuussa on otettu huomioon.
Puro	Jokea pienempi virtaava vesistö, jonka valuma-alueen pinta-ala on yleensä 10–100 km ² .
Rantametsä	Vesistöjen ja pienvesien rantavyöhykkeellä sijaitseva metsä, jota luonnehtii erityiset mikroilmasto-olosuhteet.
Suojavyöhyke	Puron varteen jätettävä kaistale metsää, jossa metsänkäsittely poikkeaa muun metsän käsittelystä.
Vesiensuojelu	Joukko menetelmiä, joilla pyritään suojelemaan pinta- ja pohjavesien hyvää tilaa. Yksi menetelmä on jättää vesistöjen varsille suojavyöhyke esimerkiksi hakkuun yhteydessä.

Lähteet

- Annala, M., Lehosmaa, K., Ahonen, S. H. K., Karttunen, K., Markkola, A. M., Puumala, I. & Mykrä, H. 2022. Effect of riparian soil moisture on bacterial, fungal and plant communities and microbial decomposition rates in boreal stream-side forests. *Forest Ecology and Management*, 519: 120344. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2022.120344>
- Aroviita, J., Ilmonen, J., Rajakallio, M., Sutela, T., Mykrä, H., Martinmäki-Aulaskari, K., Karttunen, K., Kuoppala, M., Leinonen, A., Jyväsjärvi, J., Ulvi, T., Vehanen, T. & Virtanen, R. 2021. Pienten virtavesien tilan arvioinnin kehittäminen. Suomen ympäristökeskuksen raportteja 25. Suomen ympäristökeskus, Helsinki. 70 s. ISBN 978-952-11-5403-4.
- Arp, P. A., 2009. High-resolution flow-channel and wet-areas maps: a tool for better forest operations planning. SFM Network Research Note Series, 55: 1–6. Sustainable Forest Management Network, University of Alberta, Edmonton. https://sfmn.ualberta.ca/sfmn/wp-content/uploads/sites/83/2018/09/RN_En55_WetAreas_Arp.pdf?ver=2016-02-23-152109-053
- Braithwaite, N. T. & Mallik, A. U. 2012. Edge effects of wildfire and riparian buffers along boreal forest streams. *Journal of Applied Ecology*, 49: 192–201. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2664.2011.02076.x>
- Broadmeadow, S. & Nisbet, T. R. 2004. The effects of riparian forest management on the freshwater environment: a literature review of best management practice. *Hydrology and Earth System Sciences*, 8: 286–305. <https://doi.org/10.5194/hess-8-286-2004>
- Chytrý, M., Tichý, L., Dřevojan, P., Sádlo, J., Zelený, D. 2018. Ellenberg-type indicator values for the Czech flora. *Prelia*, 90: 83–103. <https://doi.org/10.23855/preslia.2018.083>
- De Cáceres, M., Legendre, P. & Moretti, M. 2010. Improving indicator species analysis by combining groups of sites. *Oikos*, 119: 1674–1684. <https://doi.org/10.1111/j.1600-0706.2010.18334.x>
- Dufrêne, M. & Legendre, P. 1997. Species assemblages and indicator species: The need for a flexible asymmetrical approach. *Ecological Monographs*, 67: 345–366. [https://doi.org/10.1890/0012-9615\(1997\)067\[0345:SAAI\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1890/0012-9615(1997)067[0345:SAAI]2.0.CO;2)
- Ellenberg, H., Weber, H., Düll, R., Wirth, V., Werner, W., & Paulißen, D. 1991. Zeigwerte von Pflanzen in Mitteleuropa. *Scripta geobotanica*, 18, 229–248.
- Fabiszewski, J. E. F. & Szczepańska, K. S. 2010. Ecological indicator values of some lichen species noted in Poland. *Acta Societatis Botanicorum Poloniae*, 79: 305–313.
- Fork, M. L., Sponseller, R. A. & Laudon, H. 2020. Changing source-transport dynamics drive differential browning trends in a boreal stream network. *Water Resource Research* 56: e2019WR026336. <https://doi.org/10.1029/2019WR026336>
- Haapala, A., Muotka, T. & Markkola, A. M. 2001. Breakdown and macroinvertebrate and fungal colonization of alder, birch, and willow leaves in a boreal forest stream. *Journal of North American Benthological Society*, 20: 395–407. <https://www.jstor.org/stable/10.2307/1468037>
- Hallikainen, V., Hyppönen, M., Pernu, L., Puoskari, J. 2010. Family Forest Owners' Opinions about Forest Management in Northern Finland. *Silva Fennica*, 44: 363–384.
- Hasselquist, E. M., Kuglerová, L., Sjögren, J., Hjältén, J., Ring, E., Sponseller, R. A., Andersson, E., Lundström, J., Mancheva, I., Nordin, A. & Laudon, H. 2021. Moving towards multi-layered, mixed-species forests in riparian buffers will enhance their long-term function in boreal landscapes. *Forest Ecology and Management*, 493: 119254. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2021.119254>
- Henrikson, L. 2018. Blue targeting – Manual. How to do Blue targeting for best management practice (BMP) for forestry along small streams. Swedish Forest Agency, EU Interreg project Water Management in Baltic Forests, WAMBAF. 15 s. https://www.skogsstyrelsen.se/globalassets/projektwebbplatser/wambaf/blue-targeting/blue-targeting-manual/blue-targeting-manual-final_eng.pdf
- Hill, M. O., Preston, C. D. & Roy, D. B. 2004. PLANTATT – Attributes of British and Irish Plants: Status, Size, Life History, Geography and Habitats. Centre for Ecology & Hydrology, Cambridgeshire. 80 s. ISBN I-870393-74-0.
- Hill, M. O., Preston, C. D., Bosanquet, S. D. S. & Roy, D. B. 2007. BRYOATT – Attributes of British and Irish Mosses, Liverworts and Hornworts. Centre for Ecology and Hydrology, Cambridgeshire. 88 s. ISBN 978-1-85531-236-4.
- Huskonen, S., Domisch, T., Finér, L., Hantula, J., Hynynen, J., Matala, J., Miina, J., Neuvonen, S., Nevalainen, S., Niemistö, P., Nikula, A., Piri, T., Siitonen, J., Smolander, A., Tonteri, T., Uotila, K. & Viiri, H. 2021. What is the potential for replacing monocultures with mixed-species stands to enhance ecosystem services in boreal forests in Fennoscandia? *Forest Ecology and Management*, 479: 118558. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2020.118558>

- Jyväsjärvi, J., Rajakallio, M., Brüsecke, J., Huttunen, K.-L., Huusko, A., Muotka, T. & Taipale, S. J. 2022. Dark matters: Contrasting responses of stream biofilm to browning and loss of riparian shading. *Global Change Biology* 28: 5159–5171. <https://doi.org/10.1111/gcb.16279>
- Karhunen, H. 2022. Purovarsimetsien maakosteusolosuhteiden luokitus ja sen hyödyntäminen suojavyöhykkeiden määrittämisessä. Diplomityö. Teknillinen tiedekunta, Oulun yliopisto. <http://urn.fi/URN:NBN:fi:oulu-202202151235>
- Karppinen, H., Hänninen, H., Horne, P. 2020. Suomalainen metsänomistaja 2020, 30/2020. Luonnonvarakeskus, Helsinki.
- Koskela, T. & Karppinen, H. 2021. Forest Owners' Willingness to Implement Measures to Safeguard Biodiversity: Values, Attitudes, Ecological Worldview and Forest Ownership Objective. *Small-scale Forestry*, 20: 11–37.
- Kreutzweiser, D. P., Capell, S. S. & Holmes, S. B. 2009a. Stream temperature responses to partial-harvest logging in riparian buffers of boreal mixedwood forest watersheds. *Canadian Journal of Forest Research*, 39: 497–506. <https://doi.org/10.1139/X08-191>
- Kreutzweiser, D., Capell, S., Good, K. & Homes, S. 2009b. Sediment deposition in streams adjacent to upland clearcuts and partially harvested riparian buffers in boreal forest catchments. *Forest Ecology and Management*, 258: 1578–1585. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2009.07.005>
- Kreutzweiser, D., Muto, E., Holmes, S. & Gunn, J. 2010. Effects of upland clearcutting and riparian partial harvesting on leaf pack breakdown and aquatic invertebrates in boreal forest streams. *Freshwater Biology*, 55: 2238–2252. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2427.2010.02410.x>
- Kreutzweiser, D. P., Sibley, P. K., Richardson, J. S. & Gordon, A. M. 2012. Introduction and a theoretical basis for using disturbance by forest management activities to sustain aquatic ecosystems. *Freshwater Science*, 31: 224–231. <https://doi.org/10.1899/11-114.1>
- Kritzberg, E. S., Hasselquist, E. M., Škerlep, M., Löfgren, S., Olsson, O., Stadmark, J., Valinia, S., Hansson, L.-A. & Laudon, H. 2020. Browning of freshwaters: Consequences to ecosystem services, underlying drivers, and potential mitigation measures. *Ambio*, 49: 375–390. <https://doi.org/10.1007/s13280-019-01227-5>
- Kuglerová, L., Ågren, A., Jansson, R., Laudon, H., 2014a. Towards optimizing riparian buffer zones: Ecological and biogeochemical implications for forest management. *For. Ecol. Manag.* 334, 74–84. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2014.08.033>
- Kuglerová, L., Jansson, R., Ågren, A., Laudon, H., B. Malm-Renöfält, B. 2014. Groundwater discharge creates hotspots of riparian plant species richness in a boreal forest stream network. *Ecology*, 95: 715–725. <https://doi.org/10.1890/13-0363.1>
- Kuglerová, L., Hasselquist, E.M., Richardson, J.S., Sponseller, R.A., Kreutzweiser, D.P., Laudon, H., 2017. Management perspective on *Aqua incognita*: Connectivity and cumulative effects of small natural and artificial streams in boreal forests. *Hydrological Processes*, 31: 4238–4244. <https://doi.org/10.1002/hyp.11281>
- Kuhn, M., Wing, J., Weston, S., Williams, A., Keefer, C., Engelhardt, A., Cooper, T., Mayer, Z., Kenkel, B., R Core Team, Benesty, M., Lescarbeau, R., Ziem, A., Scrucca, L., Tang, Y., Candan, C. & Hunt, T. 2022. Package 'caret'. *The R Journal*, 223.
- Lammi, A., Kokko, A., Kuoppala, M., Aroviita, J., Ilmonen, J., Jormola, J., Karonen, M., Kotanen, J., Luotonen, H., Muotka, T., Mykrä, H., Rintanen, T., Sojakka, P., Teeriaho, J., Teppo, A., Toivonen, H., Urho, L. & Vuori, K.-M. *Sisävedet ja rannat*. Julk.: Kontula, T. & Raunio, A. (toim.). Suomen luontotyyppien uhanalaisuus 2018. Luontotyyppien punainen kirja – Osa 2: luontotyyppien kuvaukset. Suomen ympäristökeskus & ympäristöministeriö, Helsinki. Suomen ympäristö 5/2018. s. 99–183. <http://urn.fi/URN:ISBN:978-952-11-4819-4>
- Laudon, H., Kuglerová, L., Sponseller, R. A., Futter, M., Nordin, A., Bishop, K., Lundmark, T., Egnell, G., Ågren, A.M., 2016. The role of biogeochemical hotspots, landscape heterogeneity, and hydrological connectivity for minimizing forestry effects on water quality. *Ambio* 45, 152–162. <https://doi.org/10.1007/s13280-015-0751-8> Lidman, J., Jonsson, M., Burrows, R. M., Bundschuh, M. & Sponseller, R. A. 2017. Composition of riparian litter input regulates organic matter decomposition: Implications for headwater stream functioning in a managed forest landscape. *Ecology and Evolution*, 7: 1068–1077. <https://doi.org/10.1002/ece3.2726>
- Mallick, A. U., Kreutzweiser, D. P. & Spalvieri, C. M. 2014. Forest regeneration in gaps seven years after partial harvesting in riparian buffers of boreal mixedwood streams. *Forest Ecology and Management*, 312: 117–128. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2013.10.015>
- Metsänhoidon suosituksset 2021. [Verkkosivu]. Viitattu 1.8.2022. <https://metsanhoidonsuosituksset.fi/fi>
- Mikkonen, N., Leikola, N., Lahtinen, A., Lehtomäki, J. & Halme, P. 2018. Monimuotoisuudelle tärkeät metsäalueet Suomessa - Puustoisten elinympäristöjen monimuotoisuusarvojen Zonation -analyysien loppuraportti. Suomen ympäristökeskuksen raportteja 9. Suomen ympäristökeskus, Helsinki. 104 s. ISBN 978-952-11-4924-5.

- Moore, D. & Richardson, J. S. 2012. Natural disturbance and forest management in riparian zones: comparison of effects at reach, catchment, and landscape scales. *Freshwater Science*, 31: 239–247. <https://doi.org/10.1899/11-030.1>
- Oldén, A., Peura, M., Saine, S., Kotiaho, J. & Halme, P. 2019. The effect of buffer strip width and selective logging on riparian forest microclimate. *Forest Ecology and Management*, 453: 117623. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2019.117623>
- Panagos, P., Borelli, P., Meusburger, K., Poesen, J., Ballabio, C., Lugato, E., Montanarella, L. & Alewell, C. 2016. RUSLE2015: Modelling soil erosion at continental scale using high resolution input layers. *Geophysical Research Abstracts* 18: EGU2016-8169.
- Peltola, H., Kellonmäki, S., Hassinen, A. & Granander, M. 2000. Mechanical stability of Scots pine, Norway spruce and birch: an analysis of tree-pulling experiments in Finland. *Forest Ecology and Management*, 135: 143–153. [https://doi.org/10.1016/S0378-1127\(00\)00306-6](https://doi.org/10.1016/S0378-1127(00)00306-6)
- Richardson, J. S., Naiman, R. J. & Bisson, P. A. 2012. How did fixed-width buffers become standard practice for protecting freshwaters and their riparian areas from forest harvest practices? *Freshwater Science*, 31: 232–238. <https://doi.org/10.1899/11-031.1>
- Richardson, J. S. & Béraud, S. 2014. Effects of riparian forest harvest on streams: a meta-analysis. *Journal of Applied Ecology*, 51: 1712–1721. <https://doi.org/10.1111/1365-2664.12332>
- Ring, E., Andersson, E., Armolaitis, K., Eklöf, K., Finér, L., Gil, W., Glazko, Z., Janek, M., Libiete, Z., Lode, E., Malek, S., Piirainen, S. 2019. Hyvät käytännöt suojavyöhykkeiden muodostamiseen vesistöjen varsille Itämeren alueella – Käsi-kirja. Luonnonvara- ja biotalouden tutkimus 10/2019: 23. <http://urn.fi/URN:ISBN:978-952-326-715-2>
- Salmivaara, A. 2020. Cartographic Depth-to-Water (DTW) index map, 2m, 2020. CSC - IT Center for Science Ltd. <http://urn.fi/urn:nbn:fi:att:3403a010-b9d0-4948-8f9f-2bc4ca763897>
- Sibley, P. K., Kreutzweiser, D. P., Naylor, B. J., Richardson, J. S. & Gordon, A. M. 2012. Emulation of natural disturbance (END) for riparian forest management: synthesis and recommendations. *Freshwater Science*, 31: 258–264. <https://doi.org/10.1899/11-094.1>
- Škerlep, M. 2021. Changing land cover as a driver of surface water browning. Väitöskirja. Luonnontieteellinen tiedekunta, Lundin yliopisto. ISBN 978-91-7895-950-1.
- Sonesson, J., Ring, E., Höglblom, L., Lämås, T., Widenfalk, O. & Mohtashami, S. 2021. Costs and benefits of seven alternatives for riparian forest buffer management. *Scandinavian Journal of Forest Research*, 36: 135–143. <https://doi.org/10.1080/02827581.2020.1858955>
- Steward, K. J. & Mallik, A. U. 2006. Bryophyte responses to microclimatic edge effects across riparian buffers. *Ecological Applications*, 16: 1474–1486. [https://doi.org/10.1890/1051-0761\(2006\)016\[1474:BRTMEE\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1890/1051-0761(2006)016[1474:BRTMEE]2.0.CO;2)
- Tiwari, T., Lundström, J., Kuglerová, L., Laudon, H., Öhman, K. & Ågren, A. M. 2016. Cost of riparian buffer zones: A comparison of hydrologically adapted site-specific riparian buffers with traditional fixed widths. *Water Resources Research*, 52: 1056–1069. <https://doi.org/10.1002/2015WR018014>
- Tolkkinen, M. J., Heino, J., Ahonen, S. H. K., Lehosmaa, K. & Mykrä, H. 2020. Streams and riparian forests depend on each other: A review with a special focus on microbes. *Forest Ecology and Management*, 462: 117962. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2020.117962>
- Turunen, J., Marttila, H., Kämäri, M., Saari, M., Heikkinen, K., Postila, H. & Koljonen, S. 2019. Kiintoaineen eroosio ja sedimentaatio virtavesissä - luonnollisesta prosessista virtavesien ongelmaksi. Suomen ympäristökeskuksen raportteja, 46. 76 s. ISBN 978-952-11-5096-8.
- Vannote, R. L., Minshall, G. W., Cummins, K. W., Sedell, J. R., Cushing, C. E. 1980. The River Continuum Concept. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 37: 130–137. <https://doi.org/10.1139/f80-017>
- Wallace, J. B. & Webster, J. R. 1996. The role of macroinvertebrates in stream ecosystem function. *Annual Review of Entomology*, 41: 115–139.
- Wild, J., Kopecký, M., Macek, M., Šanda, M., Jankovec, J. & Haase, T. 2019. Climate at ecologically relevant scales: A new temperature and soil moisture logger for long-term microclimate measurement. *Agricultural and Forest Meteorology*, 268: 40–47. <https://doi.org/10.1016/j.agrformet.2018.12.018>
- Zhang, M., Xiaoli, C., Geng, Q., Shi, Z., Luo, Y. & Xu, X. 2019. Leaf litter traits predominantly control litter decomposition in streams worldwide. *Global Ecology and Biogeography*, 28: 1469–1486. <https://doi.org/10.1111/geb.12966>
- Zinko, U., Seibert, J., Dynesius, M. & Nilsson, C. 2005. Plant Species Numbers Predicted by a Topography-based Groundwater Flow Index. *Ecosystems*, 8: 430–441. <https://doi.org/10.1007/PL00021513>

Ågren, A. M., Lidberg, W., Strömgren, M., Ogilvie, J., Arp, P. A. 2014. Evaluating digital terrain indices for soil wetness mapping – a Swedish case study. *Hydrology and Earth System Sciences*, 18: 3623–3634. <https://doi.org/10.5194/hess-18-3623-2014>

Liite

GIS-SUS-hankkeen metsänomistajakysely

Pakolliset kysymykset merkitty tähdellä (*)

Arvoisa metsänomistaja,

Vesiensuojelu ja metsäluonnon monimuotoisuuden huomioiminen ovat osa metsänhoitoa. Paikkatietoon ja luontoarvoihin perustuva pienvesien suojavyöhykkeiden suunnittelu -hankkeessa pyritään purojen suojavyöhykkeiden erityispiirteiden parempaan tunnistamiseen ja kehittämään suojavyöhykkeiden rajausta paikkatietoa hyödyntäen. Tavoitteena on edistää sekä veden laadun että monimuotoisuuden suotuisaa kehitystä.

Kyselyllä kartoitamme metsänomistajien näkemyksiä purojen varsilla sijaitsevien talousmetsien (pois lukien metsälakikohteet) suojavyöhykkeistä ja niiden käsittelystä. Toivomme vastauksia kyselyyn huolimatta siitä, onko omistamallanne metsäpalstalla puroa vai ei. Kaikki vastaukset ovat tärkeitä. Mahdollisimman monen kyselyn saaneen osallistuminen varmistaa, että tutkimustulokset antavat kattavan ja oikean kuvan Pohjois-Pohjanmaan metsänomistajien mielipiteistä. Hanke on Suomen ympäristökeskuksen, Suomen metsäkeskuksen, Luonnonvarakeskuksen ja Oulun yliopiston yhteinen tutkimushanke. Rahoittajana on Euroopan aluekehitysrahasto EAKR. Verkkosivuiltamme löydätte lisää tietoa hankkeesta.

Kyselyssä

purolla tarkoitetaan jokea pienempää luonnon muovaama virtavettä. Myös ihmisen toimesta muutetut uomat, esimerkiksi suoristetut tai peratut, ovat puroja. Sen sijaan ihmisen alun perin kaivamat ojat eivät ole puroja.

puron suojavyöhykkeellä tarkoitetaan uoman rantakaistaletta, jossa metsänkäsittely poikkeaa ympäröivästä alueesta tai käsittelyä ei tehdä ollenkaan.

Kyselyyn osallistujat on poimittu Suomen metsäkeskuksen metsätietojärjestelmästä siten, että mukaan on otettu Pohjois-Pohjanmaalla yli 10 ha metsäkiinteistöjä omistavat luonnolliset henkilöt ja kuolinpesät. Aineistoa käsitellään siten, ettei yksittäistä vastaajaa pysty tunnistamaan vastauksista. Vastaaminen on vapaaehtoista. Kaikki kyselyyn vastaamanne tiedot ovat luottamuksellisia ja niitä käytetään vain edellä kuvatussa tutkimuksessa. Antamianne tietoja käsitellään anonymisti niin, ettei vastaajien henkilöllisyys tule esiin. Täyttämällä lomakkeen hyväksytte tietosuojailmoituksen mukaisen henkilötietojen käsittelyn ja sallitte tietojen käytön Suomen ympäristökeskuksessa tapahtuvaan tutkimustyöhön.

Pyydämme teitä vastaamaan 1.5.2022 mennessä alla olevaan kyselyyn. Halutessanne voitte kyselyn lopussa osallistua tuotepalkinnon arvontaan (1 kpl Fairphone 4 - 5G älypuhelin, arvo noin 600 euroa). Arvontaan osallistuminen on vapaaehtoista.

Lisätietoja kyselystä antavat Mari Annala (mari.annala@syke.fi) ja Virpi Lehtoranta (virpi.lehtoranta@syke.fi).

Heikki Mykrä, projektipäällikkö, Suomen ympäristökeskus SYKE



1. Missä kunnissa metsätilanne sijaitsevat tällä hetkellä? Voitte valita useamman vaihtoehdon tarvittaessa.

Alavieska, Haapajärvi, Haapavesi, Hailuoto, Ii, Kalajoki, Kempele, Kuusamo, Kärämäki, Liminka, Lumijoki, Merijärvi, Muhos, Nivala, Oulainen, Oulu, Pudasjärvi, Pyhäjoki, Pyhäjärvi, Pyhäntä, Raahe, Reisjärvi, Sievi, Siikajoki, Siikalatva, Taivalkoski, Tyrnävä, Utajärvi, Vaala, Ylivieska

2. Omistamanne metsäpinta-ala yhteensä (ha). Vastatkaa tasaluvulla, ilman desimaalia (esim. 50). Arvio riittää, jos tarkkaa tietoa ei ole.

3. Mikä on metsätilojenne pääasiallinen omistusmuoto?

omistan tilan yksin / omistan tilan yhdessä yhden tai useamman henkilön kanssa / tila on yhtymä / tila on perikunta/ muu, mikä?

4. Valitkaa seuraavista tilannettanne parhaiten kuvaava vaihtoehto

asun metsätilalla /asun samassa kunnassa kuin missä metsätilani sijaitsee tai sijaitsevat / asun eri kunnassa kuin missä metsätilani sijaitsee tai sijaitsevat

5. Oletteko tehneet puukaupan viimeisen 3 vuoden aikana?

kyllä / ei / en osaa sanoa

6. Kuinka paljon seuraavat metsiin liittyvät asiat vaikuttavat haluunne omistaa metsää?

Rastittakaa yksi vaihtoehto jokaisesta väittämästä

Ei lainkaan / Ei juurikaan / Neutraali / Melko paljon / Erittäin paljon / En osaa sanoa

- a) Päätulosten lähde tai säännölliset lisätulot
- b) Taloudellinen turva yllättävien menojen varalle
- c) Sijoituskohde
- d) Perintö lapsille
- e) Tontti vakituiselle tai vapaa-ajan asunnolle
- f) Polttopuiden hankinta.
- g) Hyötyliikunta metsätoissa
- h) Metsien virkistyskäyttö (marjastus, metsästys, luonnossa liikkuminen ja ulkoilu).
- i) Maisema
- j) Monimuotoisuuden säilyttäminen (esim. lahopuiden jättäminen metsään)
- k) Luonnonsuojelu (esim. luonnonsuojelualue tai METSO-ohjelman kautta suojelu)
- l) Erikoisluonnontuotteiden tuotanto (esim. mahla, kuusenkerkät)
- m) Hiilen sidonta

7. Kuinka monta hehtaaria luonnonsuojelualue, METSO tai muu suojelurajaus)? Vastatkaa numeroilla (esim. 50). Arvio riittää, jos tarkkaa tietoa ei ole.

8. Onko jokin metsätilanne mukana metsien sertifiointissa? Valitkaa vain yksi vaihtoehto.

- n) Metsäni on sertifioitu PEFC-sertifiointijärjestelmässä
- o) Metsäni on sertifioitu FSC-sertifiointijärjestelmässä
- p) Metsäni on sertifioitu sekä PEFC että FSC-sertifiointijärjestelmässä
- q) Metsäni ei ole mukana sertifiointissa
- r) En tiedä, onko metsäni sertifioitu

9. Onko jollakin metsätilallanne seuraavan tyyppisiä vesistöön rajoittuvia metsiä? Voitte valita useamman vaihtoehdon tarvittaessa. Tässä puron varrella tarkoitetaan metsäaluetta, joka ylittää purouoman reunasta 30 metrin etäisyydelle purosta.

Kyllä / Ei /En osaa sanoa

- a) Järven tai lammen ranta
- b) Meren ranta
- c) Joen varsi (keskimäärin vähintään 5 m leveä uoma)
- d) Puron varsi (keskimäärin enintään 5 m leveä uoma) *

—► Pohtikaa seuraavia kysymyksiä yli 10 ha kokoisten Pohjois-Pohjanmaalla sijaitsevien metsätilojenne kannalta.

10. Onko metsätiloillanne puron varren metsälakikohteita? Tässä puron varrella tarkoitetaan metsäaluetta, joka ylittää purouoman reunasta 30 metrin etäisyydelle purosta. Metsälakikohteella tarkoitetaan Metsälain § 10 mukaista monimuotoisuudelle arvokasta metsäaluetta.

ei / kyllä / en osaa sanoa

11. Millaisia suojavyöhykkeitä puron varren metsiin on mahdollisissa hakkuissa jätetty teidän omistusaikananne? Voitte valita useamman vaihtoehdon tarvittaessa. Tässä puron varrella tarkoitetaan metsäaluetta, joka ylittää purouoman reunasta 30 metrin etäisyydelle purosta. Puron suojavyöhykkeellä tarkoitetaan uoman rantakaistaletta, jossa metsänkäsittely poikkeaa ympäröivästä alueesta tai käsittelyä ei tehdä ollenkaan.

- e) Purojen varsille ei ole kohdistunut hakkuita
- f) Puron tai purojen varsille on säästetty tasalevyinen 5–10 metrin suojavyöhyke
- g) Puron tai purojen varsille on säästetty tasalevyinen 15 metrin suojavyöhyke
- h) Puron tai purojen varsille on säästetty tasalevyinen yli 15 metrin suojavyöhyke
- i) Puron tai purojen varsille on säästetty vaihtelevan levyinen suojavyöhyke
- j) Purojen varsille ei ole jätetty suojavyöhykkeitä
- k) Muu, millainen?
- l) En tiedä, millaiset suojavyöhykkeet puron tai purojen varsille on jätetty

12. Miten puron varsienne puustoa on käsitelty mahdollisissa hakkuissa teidän omistusaikananne?

Voitte valita useamman vaihtoehdon tarvittaessa. Tässä puron varrella tarkoitetaan metsäaluetta, joka ylittää purouoman reunasta 30 metrin etäisyydelle purosta. Puron suojavyöhykkeellä tarkoitetaan uoman rantakaistaletta, jossa metsänkäsittely poikkeaa ympäröivästä alueesta tai käsittelyä ei tehdä ollenkaan.

- a) Purojen varsille ei ole kohdistunut hakkuita
- b) Hakkuussa koko puron varren suojavyöhykkeen puusto on säilytetty
- c) Hakkuussa puron varren suojavyöhykkeen puustoa on harvennettu
- d) Hakkuussa suojavyöhykkeelle on säästetty lehtipuut ja alikasvos sekä pensaskerrosta
- e) Hakkuussa on säilytetty ainoastaan puron varren säästöpuut ja pensaskerrosta
- f) Hakkuussa puron varren suojavyöhykkeelle ei ole säästetty lainkaan puita, mutta puiden taimet ja pensaskerros on säästetty
- g) Muulla tavoin, miten?

13. Mikäli puron varteenne tulee hakkuu, millaisen suojavyöhykkeen haluaisitte?

Valitkaa todennäköisin vaihtoehto. Tässä puron varrella tarkoitetaan metsäaluetta, joka ylittää purouoman reunasta 30 metrin etäisyydelle purosta. Puron suojavyöhykkeellä tarkoitetaan uoman rantakaistaletta, jossa metsänkäsittely poikkeaa ympäröivästä alueesta tai käsittelyä ei tehdä ollenkaan.

- a) Puron varteen kohdistuvia hakkuita ei ole tulossa
- b) Vaihtelevan levyisen, keskimäärin 10 metriä (vähintään 5 m)
- c) Vaihtelevan levyisen, leveys voisi vaihdella 5 metristä 30 metriin
- d) Tasalevyinen 10 m
- e) Tasalevyisen 15 m
- f) Tasalevyisen 30 m
- g) Muu, millainen?

14. Mikäli puron varteenne tulee hakkuita, miten toivoisitte suojavyöhykkeen puustoa käsiteltävän?

Voitte valita useamman vaihtoehdon tarvittaessa. Tässä puron varrella tarkoitetaan metsäaluetta, joka ylittää purouoman reunasta 30 metrin etäisyydelle purosta. Puron suojavyöhykkeellä tarkoitetaan uoman rantakaistaletta, jossa metsänkäsittely poikkeaa ympäröivästä alueesta tai käsittelyä ei tehdä ollenkaan.

- a) Puron varteen kohdistuvia hakkuita ei ole tulossa
- b) Koko puusto säilytetään suojavyöhykkeellä
- c) Puustoa voidaan harventaa suojavyöhykkeellä
- d) Suojavyöhykkeen puustoa voidaan käsitellä poimintahakkuulla, jolloin tavoitteena on myös puuston luontainen uudistuminen
- e) Säästöpuuryhmät keskitetään suojavyöhykkeelle
- f) Kaikki lehtipuut, alikasvos sekä pensaskerros säästetään suojavyöhykkeellä
- g) Koko puusto voidaan poistaa suojavyöhykkeeltä säästöpuita lukuun ottamatta
- h) Lehtipuiden osuutta suojavyöhykkeen puustosta lisätään
- i) Muulla tavoin, miten

15. Miten seuraavat väittämät kuvaavat lähitulevaisuuden (1-5 vuotta) toimintaanne Pohjois-Pohjanmaan yli 10 ha metsätiloillanne? Jatkuvapeitteisessä kasvatuksessa metsässä on jatkuvasti puita, eikä avohakkuuta tehdä.

Täysin eri mieltä / Jokseenkin eri mieltä / En eri, enkä samaa mieltä / Jokseenkin samaa mieltä / Täysin samaa mieltä / En osaa sanoa

- a) Aion käyttää jatkuvapeitteistä metsänkasvatusta sille sopivilla kohteilla.
- b) Aion käyttää tasaikäisrakenteista metsänkasvatusta
- c) Hankin aktiivisesti tietoa erilaisista metsänkäsittelyn vaihtoehdoista.
- d) Hankin aktiivisesti tietoa metsien monimuotoisuuden edistämisestä saatavilla olevaa tietoa ja/tai niihin liittyviä uusimpia suosituksia
- e) Aion ottaa entistä paremmin huomioon vesiensuojelun tavoitteet.
- f) Aion vertailla eri metsänkäsittelytapoja ennen kuin päätän metsänkäsittelystä
- g) Aion valita metsäsuunnitelman tai metsäammattilaisen suosittelman vaihtoehdon.
- h) En pysty tekemään päätöksiä metsänkäsittelytoimista ilman lisätietoa.
- i) Tarvitsen lisätietoa metsäsertifioinnin kriteereistä puron varsien käsittelyyn.
- j) Tarvitsen lisätietoa metsänhoitosuosituksen toimenpide-ehdotuksista ennen kuin päätän metsänkäsittelystä

16. Voitte halutessanne perustella kysymyksessä 15 tekemiänne valintoja:

17. Kuinka samaa tai eri mieltä olette seuraavien väittämien kanssa? Pohtikaa asiaa koko Pohjois-Pohjanmaan alueen kannalta. Purolla tarkoitetaan jokea pienempää luonnon muovaama virtavettä. Myös ihmisen toimesta muutetut uomat, esimerkiksi suoristetut tai peratut, ovat puroja. Sen sijaan ihmisen alun perin kaivamat ojat eivät ole puroja. Monimuotoisuudella tarkoitetaan tässä eliölajien runsautta, lajien perinnöllistä vaihtelevuutta ja elinympäristöjen moninaisuutta.

Täysin eri mieltä / Jokseenkin eri mieltä / En eri, enkä samaa mieltä / Jokseenkin samaa mieltä / Täysin samaa mieltä / En osaa sanoa

- a) On tärkeää, että purojen vedenlaatu ei heikkene.
- b) On tärkeää, että purojen eliöstö on monimuotoista.
- c) On tärkeää, että puronvarsimetsien luonto voi hyvin.
- d) Uhanalaisten purotainten suojeleminen on tärkeää.
- e) Puron maisemallinen arvo on tärkeä.
- f) Purot ovat tärkeitä ihmisten hyvinvoinnin kannalta (esim. virkistysalueina).
- g) Mielestäni purojen tila on riittävän hyvä tällä hetkellä.
- h) Metsätaloustoimet puron välittömässä läheisyydessä heikentävät veden laatua.
- i) Purojen monimuotoisuus vaarantuu, jos puronvarsimetsiä hakataan.
- j) Myös metsänomistajan on kannettava vastuuta vesistöjen tilasta metsätiloillaan.
- k) Metsänomistaja ei ole vastuussa purojen ja niiden rantojen monimuotoisuuden kehityksestä.
- l) Metsänomistajan tulee saada korvaus purojen ja niiden rantojen monimuotoisuuden hyväksi tehdystä työstä

Taustatiedot

18. Syntymävuotenne (esim. 1966) *

19. Sukupuolenne *

mies / nainen / muu / en halua kertoa

20. Lapsuuden pääasiallinen elinympäristönne *

maaseutu / kaupunki tai kaupunkimainen ympäristö / kuntakeskus

21. Ylin koulutustasonne *

perusasteen tutkinto / keskiasteen tutkinto / ylioppilas / alempi korkeakoulututkinto / ylempi korkeakoulututkinto / tohtorintutkinto /muu, mikä?

22. Oletteko tai oletteko ollut ansiotyössä metsä- tai maatalousalalla? *

kyllä /en

23. Sana on vapaa! Jäikö jotain sanomatta tai tuliko mieleen kysymyksiä?

24. Haluatteko osallistua arvontaan, jossa voitte voittaa Fairphone 4 - 5G älypuhelimien (ovh. 589 euroa)? Osallistuminen edellyttää yhteystietojen antamisen. Henkilötietoja käytetään vain arvonnin suorittamisessa ja arvonnassa voittaneen tavoittamiseen. *

kyllä / Ei



ISBN 978-952-11-5538-3 (PDF)

ISSN 1796-1726 (verkkokoj.)