



**TURUN
YLIOPISTO**

Matemaattis-luonnontieteellinen
tiedekunta

Maatalouden kuormituksen vaikutus järvikasvillisuuteen

Eteläinen Suvasvesi

Annika Metso

Ekologia ja evoluutiobiologia

Pro gradu -tutkielma

Laajuus: 30 op

Ohjaajat:

Sanna Huttunen

Satu Ramula

24.5.2022

Turku

Turun yliopiston laatujärjestelmän mukaisesti tämän julkaisun alkuperäisyys on tarkastettu

Turnitin Originality Check -järjestelmällä.

Pääaine: Ekologia ja evoluutiobiologia

Tekijä: Annika Metso

Otsikko: Maatalouden kuormituksen vaikutus järvikasvillisuuteen: Eteläinen Suvasvesi

Ohjaajat: Sanna Huttunen, Satu Ramula

Sivumäärä: 53 sivua + liitteet 5 sivua

Päivämäärä: 24.5.2022

Tutkielmassa selvitin suojaisten rantojen kasvillisuuden avulla maatalouden kuormituksen vaikutusta karuun järveen. Maatalouden kuormitus on ravinnekuormitusta tai kiintoainekuormitusta, joista kumpikin vaikuttaa vesikasvillisuuteen niukkaravinteisessa järvityypissä. Maatalouden kuormituksen ulottuessa järveen ranta- ja vesikasvillisuuden muodostamissa kasviyhteisöissä on eroja lajikoostumuksessa tai lajidiversiteetissä.

Eteläisen Suvasveden tutkimusalueelta tutkimuspaikoiksi valitsin lahtia, jotka ovat rehevöitymis-herkempiä paikkoja. Tutkimusaineisto muodostuu rantakasvillisuudesta ja litoraalin vesikasvillisuudesta. Aineisto sisältää putkilokasveja 79 taksonia ja sammalia 30 taksonia. Yleisimmät lajit eteläisen Suvasveden lahdissa ovat järvikorte ja isoulpukka. Rantasammalia löytyi 26 taksonia ja vesisammalia 5 lajia. Maatalouden kuormitusta tutkittaessa järven kasvillisuusrannassa syvyyksittäinen aineistonkeruu on hyvä menetelmä, sillä syvyys selitti lajiaineiston vaihtelusta viidesosan eteläisellä Suvasvedellä. Kuormituksen vaikutusta kasviyhteisöjen lajikoostumukseen selvitin ei-metrisen moniulotteisen skaalauksen (NMDS) avulla lajiaineistosta, joka kattaa putkilokasvit ja vesisammalet peittävyystietoineen 0–2,5 m:n syvyydeltä. Lajidiversiteettiä tutkin lineaarisen sekamallin avulla aineistosta, johon sisältyy myös rantasammalten lajimäärä. Laskin tutkimuspaikoille ravinnekuormitusta mittaavat trofiaindeksit vesikasvien perusteella.

Vertailemalla lahtia, joiden valuma-alueella on peltoa, lahtiin, joiden valuma-alueella ei ole peltoa, sain selville, että kuormitus selittää 1 %:n kasviyhteisöjen lajikoostumuksen vaihtelusta. Muutamassa lahdessa trofiaindeksi viittasi selvästi ravinnekuormitukseen. Kasviyhteisöjen lajidiversiteetissä ei ole kuitenkaan selkeää eroa kuormitettujen lahtien ja vertailulahtien välillä. Lajimäärä on suurin rantakasvillisuudessa. Kasvillisuuden peittävyys on runsaimmillaan puolen metrin syvyydessä. Maatalouden rehevöittävä vaikutus järveen on lievää eteläisellä Suvasvedellä, mihin viittaa vesisammalten esiintyminen kuormittuneimmissa lahdissa. Niukkaravinteista järvityyppiä ilmentäviä kuormitukselle herkkiä vesikasveja on koko tutkimusalueella rehevöitymis-herkimmissä lahdissa yhtä paljon kuin kasvupaikan ravinteisuuden suhteen indifferenttejä lajeja, mutta kuormitusta sietävät vesikasvit ovat harvinaisia.

Harvaanasutulla maaseudulla Järvi-Suomessa maatalous ei väistämättä rehevöitä vesistöä. Ihmistoiminnan vaikutusta kuitenkin on ekologiselta tilaltaan luonnontilaista muistuttavalla järvellä. Eteläisellä Suvasvedellä rantasammallajisto on runsas, ja keskiravinteisten kasvupaikkojen vesisammalia löytyi. Voimakasta rehevöitymistä Suvasvedellä ei kuitenkaan ole vesisammalten esiintymisen perusteella edes kuormitetuimmissa paikoissa. Maatalouden kuormituksen ulottuminen järveen saakka saattaa olla vähäistä siksi, että maatalouden kuormitusvaikutus jää maa-alueille.

Avainsanat: rehevöityminen, järvi, maatalous, kasviyhteisö, makrofyytti, rantasammal, vesisammal

Sisällysluettelo

1	Johdanto	3
1.1	Järvien kuormittuminen.....	3
1.2	Rehevöityminen vesistössä.....	4
1.3	Maatalouden kuormitus	6
1.4	Makrofyytit indikaattoreina.....	7
1.5	Metayhteisöekologia	9
1.6	Tutkimuskysymykset.....	11
2	Aineisto ja menetelmät.....	13
2.1	Tutkimusalue	13
2.1.1	Järvityyppi.....	13
2.1.2	Suvasvesi.....	14
2.2	Tutkimuspaikat.....	15
2.3	Pellot.....	17
2.4	Ympäristömuuttujat.....	18
2.5	Lajiaineiston keruu	20
2.6	Lajiaineiston muuttujat.....	22
2.7	Monimuuttujamenetelmät	23
2.8	Trofiaindeksi	24
2.9	Lineaariset menetelmät.....	24
3	Tulokset.....	25
3.1	Eteläisen Suvasveden kasvillisuus	25
3.1.1	Yleisimmät putkilokasvit	25
3.1.2	Vesi- ja rantasammalet.....	26
3.2	Kuormituksen ja syvyyden vaikutus kasviyhteisöjen lajikoostumukseen.....	27
3.3	Trofiaindeksit	30
3.4	Lajimäärä.....	32
3.4.1	Lajimäärä tutkimuspaikoittain	32

3.4.2	Yleinen lineaarinen sekamalli lajimäärälle	32
3.5	Kasvillisuuden peittävyys.....	33
3.5.1	Kokonaispeittävyys tutkimuspaikoittain.....	33
3.5.2	Yleinen lineaarinen sekamalli kokonaispeittävyydelle.....	34
3.5.3	Yleisimmän kelluslehtisen peittävyys.....	34
3.6	Secchi-näkösyvyys	35
4	Pohdinta	35
4.1	Maatalouden kuormituksen ja syvyyden vaikutus kasviyhteisöihin	35
4.2	Tutkimuspaikkojen kuormitus trofiaindeksin valossa.....	38
4.3	Kuormituksen vaikutus eteläisen Suvasveden lajistoon.....	39
4.4	Otanta boreaalisessa niukkaravinteisessa järvessä	42
4.5	Suvasvesi osana Järvi-Suomea	44
5	Kiitokset	46
6	Lähteet.....	46
7	Liitteet	54

1 Johdanto

1.1 Järvien kuormittuminen

Kasvitieteellinen pintavesien luokitteluperinne, jossa järviä luokitellaan niiden ravinteisuuden ja kasvillisuuden perustuotannon piirteiden mukaan, käynnistyi Pohjois-Euroopassa jo 1900-luvun alussa (Smith ym. 2006): järvityypittely perustuu vesikasvien indikaatioarvoon, joka heijastaa veden biogeokemiallisia ominaisuuksia ja järvenpohjaan liittyviä elinympäristön olosuhteita. Perinteisesti järvien ravinteisuutta on kuvattu ilmaversoisten valtakasvilajien yhdistymäluokituksin (Kalliola 1973; Maristo 1941; Metso 1936). Yhä biologisten indikaattorien käyttöä pidetään parhaimpana tapana kuvata vesimuodostuman ekologista tilaa, joskin makrofytytien eli vesikasvien mittaaminen on hankalaa (Qin ym. 2013).

Alun perin järvien luokittelu kuvasti luontaista ravinteisuutta, jota vesikasvit ja veden hydrologiset ominaisuudet ilmensivät. Nykyisin suomalaisten kasvitieteilijöiden laaja pioneerityö osoittautuu kallisarvoiseksi, sillä järvityyppien ja vesikasvillisuuden luokittelu soveltuu rehevöitymisen tutkimiseen, vaikka luonnontilaisten järvien määrä hupenee. Suomessa on kertynyt tietoa luonnontilaisista järvistä, joita käytetään vertailujärvinä tutkimuksissa. Vertailujärviä on kaikista ravinteisuusluokista. Kuitenkin niukkaravinteisissa järvissä ravinteisuuden lisääntymisen aiheuttama rehevöityminen on seurausta ainoastaan ihmistoiminnasta.

Vallitsevan paradigman mukaan järvien luontaiseen sukkessioon kuuluu geologisen historian aikana vähittäinen kasvillisuusmuutos ja umpeenkasvu eli primaarinen sukkessio. Engstrom ym. (2000) kyseenalaistivat tämän oletuksen jääkausivaikutteisten, oligotrofisten eli niukkaravinteisten järvien osalta ja pitivät tutkimustulostaan sovelluskelpoisena boreaalisen vyöhykkeen järviin: Tutkimus osoitti, että jään vetäytymisen seurauksena muodostuneissa niukkaravinteisissä järvissä luontaista umpeenkasvua ei tapahtunut spontaanisti. Smith ym. (2006) pitivät näitä tuloksia marginaalisina, sillä koskemattomia jääkausivaikutteisia järviä on enää maailmassa hyvin vähän, ja yleensä järviin kohdistuu ihmistoiminnan vaikutusta. Boreaalisen vyöhykkeen jääkausivaikutteiset järvet saattavat kuitenkin olla vastustuskykyisiä kohtalaiselle ihmistoiminnan vaikutukselle (Lindholm 2021).

Suomen järvien kuormittumista on havaittu kasvillisuustutkimuksissa kautta aikain (Kurimo 1970; Toivonen & Rintanen 1996; Kolari ym. 2017). Maatalouden kuormituksella tarkoitetaan useimmiten rehevöitymistä (Kurimo 1970; Kalliola 1973). Pohjaliejun paleontologisten tutkimusten perusteella (Simola 1996) rehevöityminen on koskenut suomalaisia järviä keskiajalta lähtien, jolloin likolammissa liotettiin kuitukasveja, mikä lisäsi pohjaliejun kerrostumisnopeutta ja muutti veden eliölajistoa. Myöhemmin kaskeaminen ja ranta-alueiden viljely ovat rehevöittäneet vesistöjä. 1800-luvun lopulta lähtien laajeni teollisuuden ja asumajätevesien pistekuormitus. 1900-luvun loppupuoliskon aikana Suomessa siirryttiin pistekuormituksen vähenemisen ja maa- ja metsätalouden hajakuormituksen lisääntymisen kautta vesiensuojelun aikaan. Nykyisin valuma-alueiden hajakuormitusta ja eroosiota aiheuttavat tehomaatalouden lannoitus, maanmuokkaus ja ojitus, sekä soiden metsäojitus, turvetuotanto, metsien hakkuut ja lannoitus. Suhteellisen vähäisetkin ravinnehuuhtoutumat maataloudesta saattavat moninkertaistaa luontaisesti karujen latva-alueiden järvien ravinnepitoisuuden (Simola 1996).

Karut järvet kuuluvat alkuperäiseen suomalaiseen maisemaan. Pohjois-Savon (eliö)maakunnassa sijaitseva Suvasvesi kuuluu Etelä-Suomen eteläboreaaliseen kasvillisuusvyöhykkeeseen ja Järvi-Suomeen. Järvityyppiluokituksessa Suvasvesi kuuluu eteläsuomalaisiin niukkaravinteisiin järviin. Niukkaravinteiset järvet ovat luontaisesti karuja, koska valuma-alueen kallio- ja maaperässä ja järven pohjasedimentissä on niukasti ravinteita ja suoloja veden liuotettavaksi. Aikojen saatossa Suvasvettä ovat voineet kuormittaa ihmisasutuksen pistekuormitus, karjanlaidunnus rannoilla, tukinuitto ja pienimuotoinen sahatoiminta eteläisellä Suvasvedellä. Nykyisin Suvasveden kuormitus voi olla peräisin valuma-alueen maatalouden hajakuormituksesta (Ympäristöministeriö 2013). Kasvinsojeluaineet eivät aiheuta mittavaa kuormitusta suomalaisissa pintavesissä (Karjalainen ym. 2014). Suvasvedellä ei ole teollisuutta, ja järven saaristo on Natura 2000 -verkoston avulla suojeltua (Ympäristöministeriö 2013). Vuonna 2000 Suvasveden pohjoisosan kasvillisuustutkimuksessa järveä on pidetty niukka–keskiravinteisena (Hellsten ym. 2002).

1.2 Rehevöityminen vesistöissä

Rehevöityminen on ravinteiden runsastumista, joka voi muuttaa ekosysteemin vasteita. Rehevöityminen kiihdyttää koko ekosysteemin biologista aktiivisuutta (Smith ym. 2006).

Tämä tarkoittaa sekä perustuotannon että toisenvaraisen kulutuksen voimistumista, joista molemmat vaikuttavat kasviyhteisön rakenteeseen. Selkeitä rehevöitymisoireita akvaattisessa ekosysteemissä ovat kasviplanktonin ja päällyslevästön peittävyiden kasvu, mikä aiheuttaa vesistön nuhjaantumista, eli eliöperäistä hajoamistuotteiden laskeumaa, ja vähentää veden läpinäkyvyyttä. Rehevöitymisen alkuvaiheessa muutokset vesikasviyhteisöissä ovat ilmeisimpiä (Qin ym. 2013).

Rehevöityminen häiritsee ekosysteemin rakennetta ja toimintaa. Akvaattisessa ympäristössä se voi johtaa rehevöitymissuknessioon, jossa ilmenee makrofytyttien ja kasviplanktonin erilainen ravinteiden hyödyntämistehokkuus (Qin ym. 2013). Kirkasvetisestä makrofytyttivaltaisesta ekosysteemistä voi tulla asteittain sameavetinen, levävaltainen ekosysteemi (Qin ym. 2013). Järviekosysteemien vasteita rehevöitymiselle voivat olla uposkasvien häviäminen, syanobakteerikukinnot, mikrobien peittävyiden ja tuottavuuden kasvu, biodiversiteetin väheneminen, eliöyhteisöjen rakenteen yksipuolistuminen, nopeutuneet kiertoajat, ravinteiden käyttötehokkuuden muutokset ja ekosysteemin epävakautuminen. Niukkaravinteisissa järvissä ravinteiden saatavuuden lisäys voi alkuun lisätä makrofytyttilajiston monimuotoisuutta parantamalla elinympäristön resurssien saatavuutta, mutta ylirehevöityminen kääntää makrofytyttien diversiteetin laskusuuntaan (Qin ym. 2013). Runsasravinteisissä ekosysteemeissä suknession loppuvaiheissa kilpailusuhteet ravinteiden hyödyntämisessä johtavat siihen, että päällyslevät yleistyvät makrofytyttien kustannuksella, ja ekosysteemi muuttuu vähitellen levävaltaiseksi. Suknessio jatkuu tästäkin yhä uusiin vaiheisiin rehevöitymisen edetessä: syanobakteerien hallitsema ekosysteemi muuttuu viherlevävaltaiseksi, ja lopulta levävaltainen omavarainen ekosysteemi muuttuu toisenvaraiseksi ekosysteemiksi (Qin ym. 2013).

Rintanen (1996) havaitsi muutoksia järvien vesikasvillisuudessa sen lisäksi, että yleisesti vesien läpinäkyvyys oli heikentynyt: Vesikasvillisuuden lajimäärä oli kasvanut huomattavasti, ja samaan aikaan jotkin lajit olivat harvinaistuneet, kuten ruskoärviä (*Myriophyllum alterniflorum*) ja järvikaisla (*Schoenoplectus lacustris*). Selkeimmin rehevöitymissuknessio oli vaikuttanut eteläsuomalaisten järvien reheviin järvityyppeihin, ja muutama järvi oli siirtynyt järvityypistä toiseen. Niukkaravinteisissa järvissä oli havaittavissa muutosta rehevämpään suuntaan, mikä otaksuttavasti liittyi maatalouden lannoitteiden käytön lisäämiseen, rantalaidunnuksen vähenemiseen ja tuolloin myös asuinjätevesiin. Etelä-Suomessa niukkaravinteisissa järvissä ruokokasvillisuuden runsastuminen ja järvikaislan väheneminen ei kuitenkaan ollut yhtä selkeää kuin ravinteikkaissa järvissä. Järvityypille

ominaisten lajien esiintymiseen rehevöityminen ei vaikuta merkittävästi (Leka ym. 2008). Kuitenkin pienissä ja keskisuurissa vähähumuksisissa järvissä tyyppilajien suhteellinen osuus voi soveltua järvityypin ekologisen tilan arviointiin (Leka ym. 2008)

1.3 Maatalouden kuormitus

Maatalouden ravinnekuormitus voi viipyä valuma-alueella pitkiä aikoja (Withers ym. 2004) ennen kulkeutumistaan maaperän ja virtavesien kautta ranta- ja vesikasvillisuuden ulottuville järvenrantaan. Rehevöitymistä pidetään ongelmallisena etenkin ympäristöissä, joissa kasvillisuus on runsasta, kuten luontaisesti eutrofisissa järvissä (Rintanen 1996). Kuitenkin niukkaravinteissa järvissä vähäinen kasvillisuuden runsastuminen saattaa ehkäistä veden samentumista ja olla hyödyllistä järviseden laadun kannalta (Dodds & Whiles 2020). Maanviljelyn kuormitus voi myös aiheuttaa arvioitua vähemmän rehevöitymistä (Withers ym. 2014).

Suomessa on kehitetty VEMALA-malleja, joilla voidaan simuloida maatalouden ravinne- ja kiintoainekuormitusta vesistöihin. Mallien epävarmuus riippuu simulaation spatiaalisesta ja temporaalisesta mittakaavasta: malli on epävarmimmillaan latva-alueiden pienillä valuma-alueilla, joissa ei ole ympäristötekijöiden mittauspisteitä (Huttunen ym. 2016). Mallien parametreista saa kattavan käsityksen maatalouden kuormitustekijöistä valuma-alueilla: Maanviljelyssä käytetty lannoitus ja maanmuokkaus lisäävät ravinteiden ja kiintoaineksen huuhtoutumista maaperästä vesistöön. Ravinteet huuhtoutuvat valuma-alueen hydrologisen rakenteen, sadevesien ja sulamisvesien ajoittumisen mukaan. Maaperän rakenne, huokoisuus ja maalaji vaikuttavat ravinteiden valuntaan ja ravinteiden pidättyvyyteen maaperässä. Biogeokemialliset prosessit ja säätila aiheuttavat huomattavaa vaihtelua huuhtoutumiseen paikallisella tasolla.

Valunta on hydrologinen prosessi, joka syntyy valuma-alueelle sataneesta vedestä ja alueella olevan lumen ja jään sulamisesta. Lähellä maanpintaa valunta voidaan jakaa pinta-valuntaan, joka on maanpäällistä valuntaa, ja pintakerrosvaluntaan, jota tapahtuu maan sisässä. Ajallisesti pintavalunta ja pintakerrosvalunta eroavat siten, että pintavalunta on herkempi sateen voimakkuudelle ja saavuttaa pintavesistön nopeammin kuin pintakerrosvalunta. Valuntailmiöiden suhteellinen osuus riippuu lisäksi alueen topografiasta,

maaperän laadusta ja kasvillisuudesta, ja maaperän laatu puolestaan riippuu valuma-alueen maaperän eliöstöstä (Kairesalo & Hartikainen 2004).

Pienvirtavedet ovat pääasiallisesti toisenvaraisia eliöstöltään, ja niissä on vähäistä pohjalevien perustuotantoa, etenkin kun purot kulkevat metsien lehvästöjen alla (Muotka ym. 2004). Puroissa maataloudesta valuvien ravinteiden sitoutumista ei siis tapahdu suuressa määrin. Järvien rantavyöhykkeessä sen sijaan vesikasvien voidaan odottaa sitovan ravintehuuhtoumaa, sillä matalan rannan vyöhykkeellä makrofytyt vastaavat valtaosasta perustuotantoa (Holopainen & Karjalainen 2004).

Kasvillisuuspuskurit ovat peltoviljelyn suojavyökkeitä, joissa kasvillisuutta käytetään estämään maa-aineksen eroosiota ja ravinteiden valumista maalta pintavesiin. Ne ovat pysyvän kasvillisuuden muodostamia vyöhykkeitä viljelymaan ja vesistön välissä. Pusku-reissa kasvillisuuden maanpäällisten osien ja maanalaisen juurakon tarkoitus on pidättää maata, hillitää pintavaluntaa ja pintakerrosvaluntaa, lisätä ravinteiden ja saasteiden suodattumista kasvillisuuspuskurissa ja lisätä ravinteidenottoa suojavyöhykkeen kasvillisuudessa. Kylmässä ilmastossa kasvillisuuspuskurien teho on kuitenkin kyseenalainen, sillä kasvien jäätymis-sulamis-prosessissa fosforia liukenee maaperään ja vesistöön (Kieta ym. 2018).

1.4 Makrofytyt indikaattoreina

Makrofytyt ovat paljain silmin havaittavia vesikasveja. Etelä-Suomessa makeanveden makrofytyt ovat suurimmaksi osaksi putkilokasveja. Makrofytytien elomuotoja (Karjalainen 2004a) ovat esimerkiksi tutkimallani eteläisellä Suvasvedellä ilmaversoiset, kelluslehtiset, uposlehtiset, upos- ja kelluslehtiset, irtokeijujat, pohjalehtiset ja vesisammalat. Osa vesikasveista on amfibisia, eli ne voivat kasvaa vedessä ja maalla. Vesikasvilajin morfologia voi vaihdella suuresti riippuen siitä, kasvaako kasviyksilö veden alla vai yläpuolella, osin tai kokonaan.

Vesikasvien eri vyöhykkeissä esiintyvät elomuodot muodostavat yhtenäisen kasviyhteisön, ja elomuodot yhdessä muodostavat toiminnallisen ekosysteemin muille eliöille (Kanninen ym. 2013). Kasviyhteisöjen sijainti hahmottuu perinteisesti valtalajien mukaan.

Järvityypeille ominaisista elomuodoista yleisimpiä kaikilla järvityypeillä ovat rantakasvit ja ilmaveroiset kasvit (Leka ym. 2008).

Vesikasvien elomuodot ovat sopeutuneet lajityypilliseen ravinteidenottoon ympäristöstään. Niukkaravinteiseen ympäristöön sopeutuneilla putkilokasveilla on yleensä vahva juuristo, ja ne ottavat ravinteita pääasiassa pohjasedimentistä (Holopainen & Karjalainen 2004). Upokasvit ovat riippuvaisia veden sisältämästä orgaanisesta hiilestä, timestä ja fosforista sitä enemmän, mikä heiveröisemmät juuret niillä on. Sammalet ottavat ravinteet suoraan vedestä.

Vesikasvien esiintymiseen ja runsauteen vaikuttaa pääasiassa vesimuodostuman limnologia, johon osaltaan vaikuttavat valuma-alueen terrestriiset ominaisuudet (Lacoul & Freedman 2006). Kasvillisuutta voidaan käyttää ravinnekuormituksen ja maaperän laadun indikaattorina lajien paikallisen esiintyvyyden ja lajityypillisen ilmentävyyden perusteella. Järvien trofialuokan määrittämisen tulisi mieluiten perustua makrofyttien ja kasviplanktonin perustuotantoon (Qin ym. 2013), mutta koska juuri näitä indikaattoreita on vaikea arvioida, yleensä vaihtoehtoisesti käytetään abioottisten muuttujien mittausta, kuten fosforin, typen, a-klorofyllin pitoisuuksien ja veden läpinäkyvyyden.

Hydromorfologisille muutoksille herkkien eliöiden tutkimus on ensisijainen keino vesistöjen ekologisen tilan muutoksien havaitsemisessa. Järvikasvillisuuden indikaatioarvo pohjautuu järvityyppien vertailututkimuksiin, joissa kasvilajien ravinteiden sietokyky on määritetty abioottisten mittausten kautta. Rehevöitymiselle herkän vesikasvillisuuden korvautuminen indifferenteillä lajeilla voi osoittaa vesimuodostumatyyppin vaihtumista toiseen (Vuori ym. 2009). Makrofytyt soveltuvat rehevöitymisen seurantaan (Johnson & Toprak 2021).

Vesikasvilajit voi jakaa järven ekologista tilaa ilmentäviin trofialuokkiin, jotka perustuvat kasvien sietämään fosforipitoisuuteen vedessä (Leka ym. 2008; Vuori ym. 2009). Kurimon (1970) mukaan vesien likaantumisesta, jota Kalliola (1973:100) käsittelee rehevöitymisenä, hyötyviä lajeja on eniten irtokellujissa ja kelluslehtisissä. Eniten vesien rehevöitymisestä kärsivä elomuoto on pohjalehtiset (Kurimo 1970). Vesikasvit kuitenkin kestävät pitkäänkin rehevöitymistä (Vuori ym. 2009). Vuoren ym. (2009) varsinaisten vesikasvilajien trofialuokitus kuormituksen sietokyvyn mukaan perustuu pohjimmiltaan referenssitietoihin vertailujärvistä, joiden oletetaan olevan luonnontilaisia ja

niukkaravinteisia, ja rehevöitymisen aiheuttaja heidän luokituksensa yhteydessä on veden kokonaisforforipitoisuuden kasvu. Koska rehevöitymistä sietävät lajit ovat harvinaisia niukkaravinteisissa referenssijärvissä (Vuori ym. 2009), selvitän, mitkä rehevöitymistä sietävät lajit ja mitkä rehevöitymiselle herkät lajit esiintyvät eteläisellä Suvasvedellä.

Vesisammalet viihtyvät parhaiten keskiravinteisissa järvissä (Ulvinen ym. 2002). Suurissa järvissä ja reittivesistöissä runsaimpia vesisammaleksiintymiä on odotettavissa suojaisissa matalissa lahdelmissa. Lievä rehevöityminen ja happamoituminen (Metso 1936) voivat aiheuttaa sammalten runsastumista, mutta voimakas rehevöityminen johtaa kaikkien upoksissa kasvavien sammalten taantumiseen (Ulvinen ym. 2002). Vähäisetkin muutokset ympäristöolosuhteissa voivat vaikuttaa lajistoon. Järvisammalille viihtyisiä kasvupaikkoja ovat suhteellisen kirkasvetiset, ravinteikkaat, matalat ja joko seisovat tai heikosti liikkuvat vedet (Ulvinen ym. 2002). Etenkin happamuudeltaan lähellä neutraalia olevissa kirkkaissa ja suojaisissa järvissä sammallajisto on monipuolinen, ja tällaisten elinympäristöjen suojeluarvo on korkea (Ulvinen ym. 2002). Aitoja vesisammalsukuja, jotka eivät juurikaan kestä kuivumista, ovat sirppisammalet (*Drepanocladus* ja *Sarmentypnum*) ja näkinsammalet (*Fontinalis*).

1.5 Metayhteisöekologia

Metayhteisöteorian mukaan paikallistason kasviyhteisöt muodostavat alueellisen verkoston, jota yhdistää keskenään vuorovaikutuksessa olevien lajien levittäytyminen. Lajien vasteet eri spatiaalisen mittakaavan prosesseihin vaihtelevat (Leibold ym. 2004). Paikallinen yhteisörakenne on seurausta aluetason ympäristötekijöistä, nimittäin paikallisesti voivat esiintyä ne metayhteisön lajit, jotka ovat läpäisseet alueellisen tason suodatusvaihtuksen. Lajikoostumus ja -diversiteetti määräytyvät ympäristötekijöiden hierarkkisen suodatusmekanismin kautta.

Metayhteisöteoria selittää kasviyhteisön lajikoostumuksen vastetta tuottavuuden vaihteluun paikallisessa ja alueellisessa mittakaavassa eri tavoin. Alueellisella tasolla rehevöitymisen oletetaan muuttavan paikallista kasviyhteisöä ja siihen kohdistuvaa kasvinsyöntiä symmetrisesti, kun taas paikallisella tasolla rehevöitymisen oletetaan muuttavan kasviyhteisöä ja siihen kohdistuvaa kasvinsyöntiä epäsymmetrisesti (Leibold ym. 2004).

Metayhteisöekologia selittää kasviyhteisöjen lajikoostumusta ympäristötekijöiden suodatusvaikutuksen välityksellä. Spatiaalinen mittakaava vaikuttaa lajimäärään siten, että paikallistason kasviyhteisöt rakentuvat paikallisten ympäristötekijöiden ja alueellisten prosessien yhteisvaikutuksesta. Lajien levittäytyminen on alueellisen tason prosessi, ja lajien levittäytymiskyky ja -määrä vaikuttavat siihen, mihin lajeihin paikallistason ympäristötekijöiden suodatusvaikutus kohdistuu. Paikalliset tekijät rajoittavat voimakkaasti leviävien lajien selviytymistä kasviyhteisöissä, kun taas heikosti leviäviä lajeja rajoittaa alueellinen prosessi. Toisin sanoen alueellisen metayhteisön koostumus ja lajien leviämistehokkuus määrittelevät ensisijaisesti, mitä lajeja paikallisesti voi esiintyä; toissijaisesti paikalliset ympäristötekijät vaikuttavat lajien välisiin runsaussuhteisiin, lajien väliseen kilpailuun ja ylipäätään lajien esiintymiseen paikallisen suodatusvaikutuksen välityksellä. Vesikasvien leviämistehokkuuksissa on eroja, ja vesikasviyhteisöt muodostuvat niistä lajeista, jotka ovat kyenneet leviämään uuteen paikkaan ja selviytymään siellä (Lacoul & Freedman 2006).

Dynaamisen tasapainon mallin (*dynamic equilibrium model*) mukaan ympäristöissä, joiden tuottavuus on korkea, kasvuvauhti ja kilpailu resursseista on voimakasta (Dodds & Whiles 2020). Malli ennustaa, että matalan tuottavuuden ympäristössä vähäinen häiriö riittää vähentämään kilpailua ja lisäämään diversiteettiä. Keskimääräisen häiriötason mallin (*intermediate disturbance model*) mukaan diversiteetti on voimakkaimmillaan häiriön ollessa keskitasoa (Dodds & Whiles 2020). Niukkaravinteisessa järvessä, jossa tuottavuus on matala, on siten odotettavissa lajimäärän kasvua ravinnekuormituksen ollessa lievää ja lajimäärän vähenemistä ravinnekuormituksen ollessa voimakasta.

Ympäristön olosuhteiden muuttuessa kasviyhteisöjen lajistonmuutos on mahdollista. Alueellisesta lajipoolista paikallistason kasviyhteisössä esiintyvät ne lajit, jotka selviytyvät muuttuneen elinympäristön määrittämissä olosuhteissa. Järvissä kasviyhteisöjen lajikoostumukseen vaikuttavia ympäristötekijöitä ovat veden ja pohjan biogeokemialliset ominaisuudet ja eliöyhteisöjen vuorovaikutussuhteet. Ravinteiden runsastuminen vedessä merkitsee sitä, että lajit, jotka sietävät runsaampaa ravinnekuormaa, esiintyvät paikallisesti, ja ravinnekuormitukselle herkät lajit väistyvät. Kasvilajien uusille alueille levittäytymiseen vaikuttavia tekijöitä ovat etäisyys lajin alkuperäisestä esiintymisalueesta, levittäytymiskyky ja kilpailukyky (Dodds & Whiles 2020). Valuma-alueella kasvien leviämissuunta on latva-alueilta hydrologista reittiä alaspäin tai maa-alueiden yli tuulen ja eläinten mukana mihin suuntaan tahansa. Diversiteetti on suurempi valuma-alueen

alaosissa kuin latva-alueilla (Lindholm ym. 2020). Aluetasolla leveyspiirien ja korkeuden gradientit vaikuttavat vesikasvillisuuden esiintymiseen, kun taas rehevöityminen ja geomorfologia ovat kasvupaikka- ja luontotyyppitasolla kasvillisuuteen vaikuttavia ympäristötekijöitä. Paikallistason ympäristömuuttajat selittävät vesikasviyhteisöjen rakennetta paremmin kuin maisematason tekijät (Johnson & Toprak 2021).

Ekosysteemiin kohdistuvia häiriöitä on jatkuvia ja toistuvia (Dodds & Whiles 2020). Jatkuvat paineet ovat tasaisesti kuormittavia, kun taas toistuvat häiriöt esiintyvät pulsseina. Sekundaarinen sukkessio on vähittäistä kasvillisuusmuutosta sellaisen häiriön jälkeen, joka hävittää kasviyhteisöstä vain osan lajeista tai vähentää populaatioita määrällisesti. Sekundaarinen sukkessio ilmenee lievimmillään vuosittaissukkessiona kausittaisten ankarien olosuhteiden ja kasvukauden vuorotellessa (Dodds & Whiles 2020). Tällöin kyse on ennustettavasta muutoksesta abioottisten olosuhteiden kausivaihtelun vuoksi. Sen sijaan epäsäännöllinen sekundaarinen sukkessio voi olla hidasta lajiston muutosta luonnollisen tai antropogeenisen häiriön seurauksena.

Habitaattien vaihettumisvyöhykkeessä on yleensä paljon lajeja, sillä habitaatteihin erikseen sopeutuneiden lajien lisäksi vyöhykkeellä esiintyy lajeja, jotka ovat erikoistuneet molempien habitaattien yhtäaikaiseen hyödyntämiseen (Dodds & Whiles 2020). Tällaiset lajit ovat tyypillisesti amfibiontteja, nopeakasvuisia tai fenotyyppisesti plastisia. Järvissä vesi muodostaa rajapinnat ilman, maaperän ja sedimentin kanssa (Kairesalo & Hartikainen 2004). Rantakasvien ja vesirannan vesikasvien lajirunsaus voi olla suurempi järvissä, joissa kasvukaudella on luontaista vedenpinnan vaihtelua, verrattuna rantoihin, joissa vedenpinta ei vaihtelee. Vedenpinnan vaihtelu vähentää kilpailullisesti vahvojen lajien dominanssia ja sallii useampien lajien esiintymismahdollisuuden (Lacoul & Freedman 2006).

1.6 Tutkimuskysymykset

Tutkilemassa selvitän, onko maatalouden kuormituksella vaikutusta vesi- ja rantakasvien muodostamien kasviyhteisöjen lajikoostumukseen niukkaravinteisessa järvessä. Eteläisen Suvasveden idänpuoleisella kylällä pelto-ojissa kasvavat ainakin leveäosmankäämi (*Typha latifolia*) ja pikkulimaska (*Lemna minor*), jotka ilmentävät runsasta ravinteisuutta mutta joita ei näy järvenrannoilla lainkaan. Metsässä lähellä järvenrantaa, eräällä

peltovaikutteisella valuma-alueella sen sijaan kasvaa runsaana vehka (*Calla palustris*), joka on neutraali ravinteisuudelle mutta tehokas leviäjä. Mannerojien rehevyyteen viittaavat lajit antavat aiheutta tutkia, näkykö maatalouden kuormitus järven kasviyhteisöissä, vai jääkö maanviljelyn kuormitusvaikutus kenties mantereelle.

Vertaan rantoja, joiden valuma-alueella sijaitsee peltoja, rantoihin, joilla ei ole peltoja. Maatalouden kuormitus voi olla paitsi ravinnekuormitusta myös eroosiosta aiheutuvaa kiintoaineksen kulkeutumista vesistöön. Kasviyhteisöjen lajikoostumus voi paljastaa, onko maatalouden kuormitusta ylipäättään havaittavissa paikallisella tasolla. Tutkin kasviyhteisöjen rakennetta selvittämällä, mitä lajeja niissä esiintyy ja kirjaamalla ylös lajien runsauden peittävyysprosentteina.

Kuormituksen ohessa tutkin syvyyden vaikutusta kasviyhteisöjen lajikoostumukseen, koska käsittelen kasviyhteisöinä rantojen koko kasvillisuutta. Kasviyhteisö, joka ulottuu rantakasvillisuudesta uposkasvillisuuden ulkorajalle asti, muodostuu tietyvästi vyöhykkeistä (Mäkirinta 1978; Middelboe & Markager 1997; Ye ym. 2018). Näin ollen syvyyden voi odottaa vaikuttavan kasviyhteisön rakenteeseen. Tutkimassani mallissa kuormitus ja syvyys vaikuttaisivat kasviyhteisöihin. Mallissa on ihmistoiminnan vaikutuksena kuormitus ja luonnollisena vaikutuksena syvyys.

Kannisen ym. (2013) mukaan yleisiä kasviyhteisöjen lajikoostumusta mittaavia menetelmiä (*MTC = measures of taxonomic composition*) tulisi käyttää ensin osoittamaan vastetta ympäristömuuttujiin. Tämän jälkeen ympäristökuormituksen aiheuttava täsmällinen tekijä on mahdollista selvittää indeksien (*SSI = stressor specific indicator*) avulla (Kanninen ym. 2013). Tutkin siis ensin, onko kasviyhteisöissä vastetta kuormitukseen. Jos kuormitusta ilmenee, lasken keräämästäni aineistosta kullekin tutkimuspaikalle trofiaindeksit, jotka perustuvat aiemmissa tutkimuksissa fosforipitoisuuksia ilmentäneisiin indikaattorilajeihin. Trofiaindeksien avulla myös varmennan, ovatko peltoihin yhteydessä olevat lahdet todella kuormitettuja. Kuormittuneimpien lahtien kasviyhteisöjen tulisi saada pienimmät trofiaindeksit. Indeksien ja suhteellisten runsauksien avulla on helpompi havaita erilaisista ympäristöpaineista aiheutuvia lievempiä vaikutuksia kuin pelkän lajimäärän perusteella (Kuoppala ym. 2008).

Kasviyhteisöjen lajikoostumuksen vaihtelun lisäksi tutkin, vaikuttaako maatalouden kuormitus kasviyhteisöjen lajidiversiteettiin, joka käsittelen lajimääränä ja peittävytenä.

Kasviyhteisöissä lajien väliset runsaussuhteet voivat muuttua ja kasviyhteisön lajit korvautua toisilla lajeilla, mutta silti yhteisön kokonaislajimäärä voi säilyä samana (Lindholm ym. 2020). Yhtäältä maatalouden kiintoainekuormitus voi aiheuttaa lahdissa pohjan sedimentoitumista ja tasoittumista, minkä voisi odottaa vähentävän lajimäärää. Toisaalta niukkaravinteisessa järvessä rehevöitymisen voisi odottaa lisäävän lajimäärää. Vaikkei lajimäärä välttämättä muutu maatalouden kuormituksen vaikutuksesta, putkilokasvien kokonaispeittävyys voi olla suurempaa, mikäli maatalouden kuormitus on rehevöittävää. Vaikka lajien peittävyysprosentit kasvivuudella ovat karkeita mittoja, ne sisältävät enemmän informaatiota kuin pelkkä läsnä-/poissaolokirjaus.

Koska kelluslehtiset runsastuvat ravinteisuuden lisääntyessä (Holopainen & Karjalainen 2004), yleisen kelluslehtisen lajin peittävyys voi olla suurempi kuormitetuissa kuin kuormittamattomissa paikoissa. Selvitän siksi vielä yleisimmän kelluslehtisen lajin peittävyyseroa kuormituksen suhteen.

2 Aineisto ja menetelmät

2.1 Tutkimusalue

2.1.1 Järvityyppi

Järvityypin ja tutkimusjärven ekologisen tilan määrittäminen on tärkeä lähtökohta tutkitessa järvikasviyhteisöjen lajikoostumuksen vasteita. Pintavesimuodostumien tyypittely on seurantatyökalu, jolla asetetaan vesistön luontaisia ominaisuuksia vastaavat ekologiset tilatavoitteet ja mahdollistetaan ihmistoiminnan vaikutusten havaitseminen. Vesimuodostumien ekologinen tila luokitellaan Suomessa viisiportaisesti (erinomainen, hyvä, tyydyttävä, välttävä, huono), ja vertailuluokkana on näistä erinomainen: luontaisen kaltainen ekologinen tila, jossa on enintään vähäistä ihmistoiminnan vaikutusta.

Maristo (1941) luokitteli eteläsuomalaisten järvien niukkaravinteiset järvet neljään valtakasvillisuustyyppiin ilmaversoisten mukaan:

1. *Equisetum*-tyyppi on kortevaltainen
2. *Equisetum*–*Phragmites*-tyyppi on korte- ja ruokovaltainen
3. *Phragmites*-tyyppi on ruokovaltainen
4. *Lobelia*-tyyppi on nuottaruohovaltainen

Tutkielman tutkimusalue on eteläisellä Suvasvedellä, ja Suvasvesi on ruokojärvi (Ympäristöministeriö 2013).

Järvien luokitteluun liittyy myös humuspitoisuus. Vertailtaessa vesikasvillisuuden trofia-luokkien (niukkaravinteiset–runsasravinteiset) jakautumista järvityyppien kesken, Lekan ym. (2008) mukaan vähähumuksisissa järvissä on runsaasti niukkaravinteisuutta ja niukka–keskiravinteisuutta ilmentäviä vesikasvilajeja, mutta humuspitoisuuden nousu näyttäisi vähentävät näiden esiintymistä ja lisäävän indifferenttien lajien osuutta. Järvityyppien välillä on siis keskimäärin luontaisesti erilainen vesikasviyhteisö, mikä pätee etenkin Etelä-Suomen vähähumuksisia järviä eroteltaessa humusjärvistä. Lekan ym. (2008) mukaan kirkasvetisissä järvityypeissä kuormitusjärvet erottuvat selvästi vertailujärvistä kokonaislajimäärältään, kun humuspitoisuus on alhainen, mutta humuspitoisuuden kasvaessa erot heikkenevät. Niukkaravinteisuutta ilmentävien lajien runsausosuus kuitenkin erottelee kaikissa järvityypeissä kuormitetut järvet vertailujärvistä. Humuksen määrä vaikuttaa näkösyvyyteen ja valon läpäisevyyteen, millä on merkitystä etenkin pohjalehtisille vesikasveille: Dystrofia eli humuksen aiheuttama ruskeavärisyys vähentää lahdenruohojen elinvoimaisuutta (Vöge 2014).

2.1.2 Suvasvesi

Suvasvesi luokitellaan Suomen suurimpiin järviin ($234 \text{ km}^2 > 200 \text{ km}^2$). Suurin syvyys (90 m) sijaitsee järven pohjoisosassa, jossa on kahden törmäyskraatterin muodostama järviallas. Suvasveden pinnankorkeus on noin 82 metriä merenpinnasta. Eteläinen Suvasvesi on matalampi järven osa, jonka syvänteet ovat noin 10-metrisiä ja jota luonnehtii saariisuus. Suomen järvet ovat keskimäärin melko matalia (mediaanisyyvyys 5,4 m), eikä Suomen alueella tavata yli 100 metriin ulottuvaa järvenpohjaa. Suvasveden eteläosa muodostaa oikeastaan lahden Soisalon saaren keskikohtaan. Soisaloa ympäröivien, reittivesistöjä

muodostavien, virtaavien järvien luonne muistuttaa jokia. Eteläinen Suvasvesi kuitenkin eroaa näistä reittivesistä lahtimaisuutensa vuoksi ja laskee etelästä pohjoiseen. Suvasveden viipymä (22 kk) on puolta hitaampi kuin muiden Soisaloa ympäröivien järvien (Hellsten ym. 2002).

Valuma-alueen rakenne ja kehityshistoria vaikuttavat vesistön biologisiin ominaisuuksiin (Holopainen & Karjalainen 2004). Valuma-aluehierarkiassa eteläinen Suvasvesi on lähellä latva-alueita (taulukko 1). Suvasveden pääallas on järven pohjoisosassa, jossa vesistön virtaussuunta on luoteesta kaakkoon Heinäveden reitin suuntaisesti ohi eteläisen järvenosan.

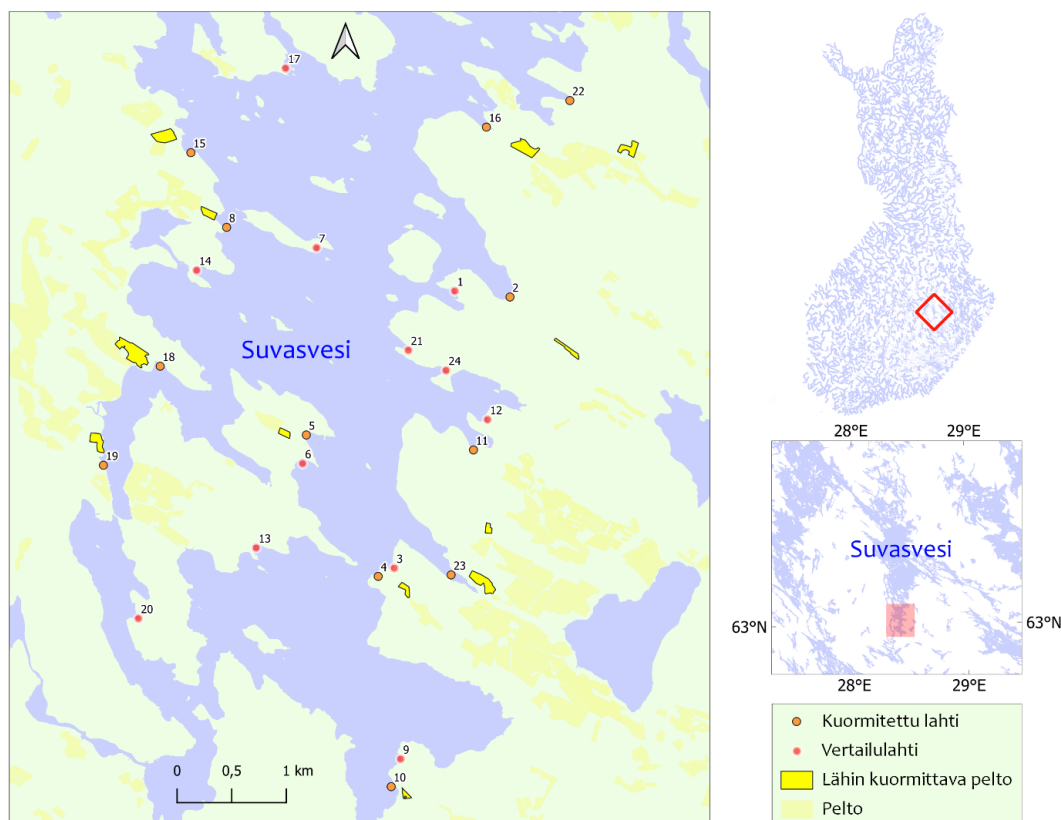
Taulukko 1. Vuoksen valuma-aluejaossa, jossa on neljä hierarkiatasoa, Suvasveden valuma-alue on lähellä vesistön latva-alueita (Ekholm 1993), sillä 4.273 on valuma-alueen latvaa lähinnä oleva taso.

4.273	Suvasveden valuma-alue
4.27	Kallaveden alaosa
4.2	Haukiveden-Kallaveden alue
4	Vuoksen vesistöalue

Suvasvesi on suuri, niukkaravintainen, kirkasvetinen ja vähähumuksinen järvi, jota pidetään Kallaveden eteläosana. Kuitenkin Suvasveden ekologinen tila on vedenlaatuluokituksessa määritetty erinomaiseksi, kun taas Kallavesi määritellään tilaltaan ainoastaan hyväksi (Suomen ympäristökeskus 2021).

2.2 Tutkimuspaikat

Suvasveden eteläosan tutkimusalueen TM35FIN-keskikoordinaatit ovat 6931654 ja 561955. Tutkimuspaikoiksi valitsemani 24 lahtea sijoittuvat korkeintaan 3,8 km:n etäisyydelle keskikoordinaatista (kuva 1). Kartta-aineiston (GTK 2021a; GTK 2021b) visuaalisen tulkinnan perusteella puolella lahdista on sellainen valuma-alue, jossa paikkatietoaineiston (Ruokavirasto 2000) perusteella on viljelykäytössä olevaa peltoa. Puolet sen sijaan on vertailulahtia, joiden valuma-alueilla ei ole peltoja. Karttapalvelussa olen hyödyntänyt laserkeilausaineistoa tarkastellessani rantojen ja peltojen yhteyttä valuma-alueilla.



Kuva 1. Suvasveden sijainti Suomen vesistössä, tutkimuspaikkojen sijainti eteläisellä Suvasvedellä ja lähimmät kuormittavat pellot lahtien valuma-alueilla. Lähteet: Vesimuodostumat (Suomen ympäristökeskus 2020). Peltolohkorekisteri (Ruokavirasto 2020). Maantieteelliset koordinaatit (asteina). © Annika Metso.

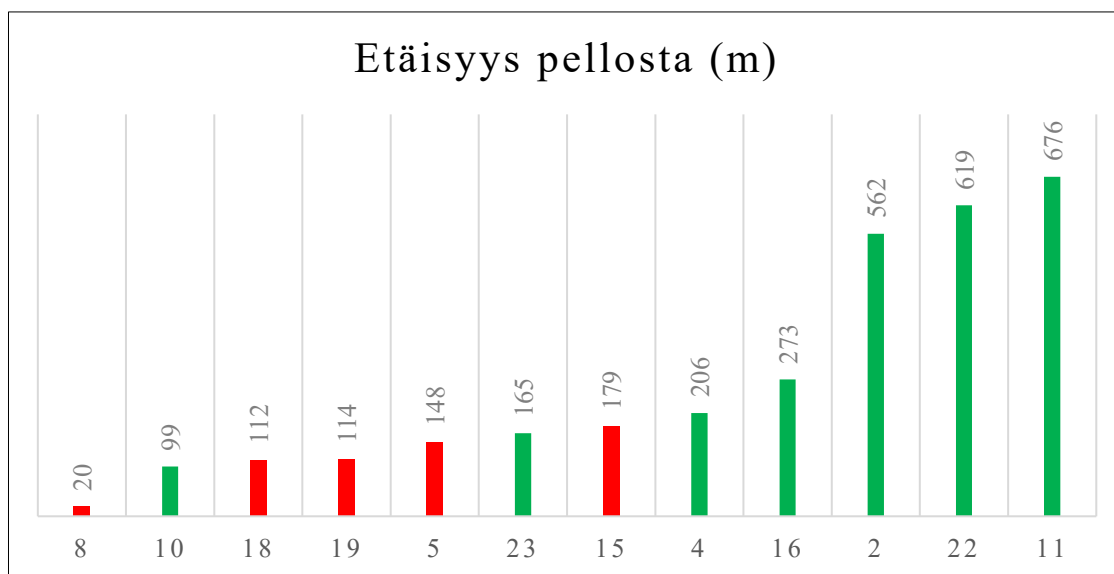
Tutkimuspaikkaan kuuluvat sekä litoraalin eli matalan rannan vedenalainen (Holopainen 2004) kasvillisuusranta 250 cm:n syvyyteen saakka että rantakasvillisuus maarannassa (Kontula & Raunio 2018b). Tutkimuspaikat valitsin vertailupareittain siten, että kerrallaan valitut kaksi tutkimuspaikkaa olisivat mahdollisimman samankaltaiset muun kuin kuormituksen suhteen. Tutkimuspaikkojen kuormitusluokat ovat jakautuneet järven länsi- ja itäpuolelle tasaisesti (kuva 1): punaiset ympyrät ovat mustareunaisia kuormiteissa lahdissa ja vaaleareunaisia kuormittamattomissa lahdissa. Lopullisessa aineistossa tutkimuspaikkojen vertailupareilla ei ole merkitystä, vaan aineisto jakautuu kahteen luokkaan: kuormitetut lahdet ja vertailulahdet.

Eteläisellä Suvasvedellä lahtien rannat voivat olla pehmeäpohjaisia mutapohjia tai moreenipohjia, joissa kasvillisuuden juureen kerääntyy sedimenttiä (Holopainen 2004). Maa- ja vesiekosysteemien rajapinnat muodostavat paikoin mosaiikkimaisia vyöhykkeitä

(Kairesalo & Hartikainen 2004). Litoraali vaihtuu kuivaksi rannaksi ilman selvää rajaa (Holopainen 2004).

2.3 Pellot

Pohjoissavolaista maaseutumaisemaa luonnehtii harva asutus ja maanviljelyyn raivattujen peltujen sijoittuminen jääkauden muovaamiin uurteisiin niille paikoille, joissa kallio-perän, moreenimuodostumien ja lajittuneiden maalajien päälle on kasautunut viljavinta maannosta. Eteläisen Suvasveden alueen viljelymaiden maaperä on enimmäkseen hietaa, hiesua ja saraturvetta (GTK 2021a). Järvialtaassa luoteis-kaakkoissuntaiset lahdet sijoituvat samoihin uurteisiin peltujen kanssa. Lahtien ekspositio voi selittää, miksi eteläisen Suvasveden länsimantereella pellot ovat lähempänä rantaa kuin itämantereella (kuva 2), sillä itärannan lahdet rinteineen suuntautuvat enemmän luoteeseen ja saavat vähemmän päiväsaikaista valoa metsäisen maa-alueen varjossa kuin länsirannan lahdet, jotka kaakkoon avautuvina saavat valoa koko päivän ajan.



Kuva 2. Kuormitetuiksi luokiteltujen tutkimuspaikkojen etäisyydet metreinä lähimmästä valuma-alueella sijaitsevasta pellosta eteläisellä Suvasvedellä. Punaiset lahdet sijaitsevat länsirannalla ja avautuvat itään. Vihreät lahdet sijaitsevat itärannalla ja avautuvat länteen.

Arvioin maataloudesta aiheutuvaa kuormitusta mittaamalla peltujen etäisyyden tutkimuslahdesta. Etäisyys vaikuttaa siihen, kuinka nopeasti valunta saavuttaa rannan ja kuinka paljon aikaa valunnan kuljettamilla aineilla on sitoutua maa-alueen maaperään ja kasvilisuuteen. Vesistön kannalta lähellä rantaa sijaitsevilta pelloilta tuleva kuormitus voi

muistuttaa enemmän pulssimaista häiriötä kuin etäällä rannasta sijaitsevien peltojen kuormitus, jonka vaikutus vesistöön voi olla häiriötyypiltään jatkuvampaa, etenkin kun sääolot, kuten sade, vaikuttavat valuntaan.

Valuma-alueella olevan viljellyn pellon perusteella jaoin tutkimuspaikat ($n = 24$) tasan kuormitettuihin ja kuormittamattomiin vertailulahtiin. Kuormitettujen lahtien etäisyys linnuntietä valuma-alueella olevista lähimmistä pelloista pituusjärjestyksessä osoittaa aineiston muodostuvan tasaisesta jakaumasta etäisyyksiä (kuva 2). Länsirannalla (punaiset) pellot ovat lähempänä rantaa kuin itärannalla (vihreät) (kuva 2).

2.4 Ympäristömuuttujat

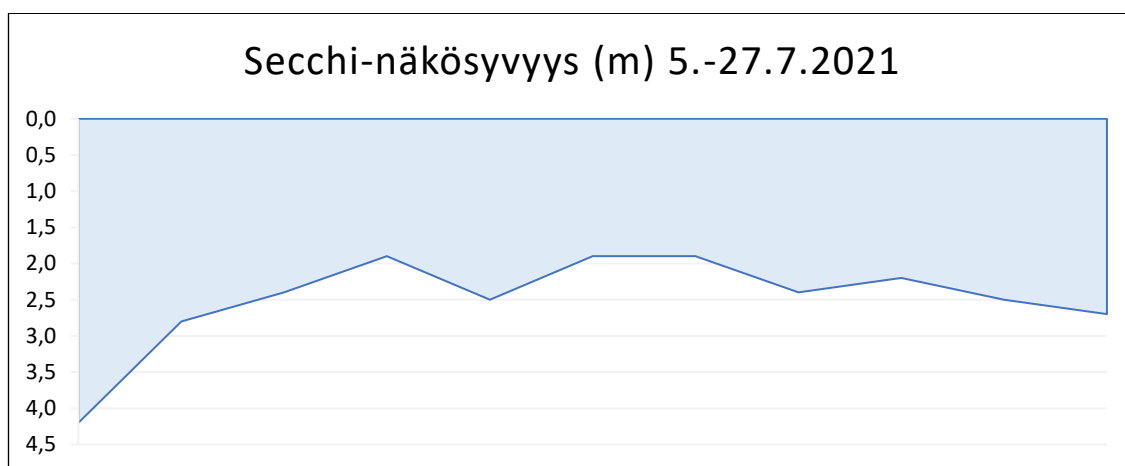
Kuormitusmuuttuja on sisäänrakennettuna tutkimuspaikkojen valintaan. Niukkaravinteissa järvissä ravinnelisäys järviökosysteemiin aiheutuu ihmistoiminnasta. Järviveden sisältämien aineiden pitoisuutta lisäävät liukeneminen, haihdunta, sisäänvirtaus ja biologinen toiminta; niiden pitoisuutta vähentävät sade, ulosvirtaus ja sedimentaatio (Holopainen & Karjalainen 2004). Valunnan kautta sisäänvirtausta valuma-alueelta järviveteen voi kuitenkin lisätä voimakas sade.

Litoraalissa kolmen metrin syvyyteen saakka järviveden kesäaikaista lämpökerrostumista ei ilmene. Suojaisissa lahdissa kasvukaudella veden lämpötila kohoaa nopeasti auringon lyhytaaltoisen säteilyenergian vaikutuksesta, mikä tehostaa fotosynteesiä, kun ravinteita on saatavilla. Lahtien rehevöitymisherkkyttä selittää järvien ja peltojen sijainti jääkauden muovaamissa murroslaaksoissa, jolloin valuma-alueiden maavedet virtaavat ensimmäisenä lahtien pohjukoihin.

Syvyys on ympäristömuuttuja, jonka mukaan keräsin lajiaineiston: ennalta määräämistäni syvyyksistä puolen metrin välein kirjasin lajien peittävyden; muilta syvyyksiltä en tehnyt kirjauksia. Koska kolmen metrin syvyydessä en havainnut kasvillisuutta, aineiston maksimisyvyys on 250 cm. Syvyys lienee merkittävin vesiympäristön abioottinen tekijä vesikasveilla (Middelboe & Markager 1997; Ye ym. 2018). Valtalajeilla on unimodaalinen yhteys syvyysgradienttiin (Ye ym. 2018). Secchi-vaalekoveyllä mitataan näkösyvyyttä, joka ilmaisee veden läpinäkyvyyttä, kasvillisuuslinjan ulkopuolella (Hellsten ym. 2002). Näkösyvyydestä riippuu, mihin järjestykseen elomuodot asettuvat suurimman

esiintymissyvyyden mukaan (Middelboe & Markager 1997). Pitkäversoiset uposkasvit kompensoivat valon saatavuuden rajoitusta lisäämällä kasvuvauhtiaan pintaa kohti. Ne pystyvät aloittamaan kasvunsa pohjasta juurten avulla saatavien resurssien turvin. Elomuotojen järjestäytyminen maksimisyvyyden mukaan indikoi näkösyvyyttä. Putkilokasvien maksimisyvyys vakioituu tietyllä tasolle näkösyvyyden kasvaessa, mutta vesisammalten maksimisyvyys noudattaa lineaarista kasvua näkösyvyyden suhteen, ja kirkkaimmissa vesissä sammalet esiintyvät kaikista elomuodoista syvimmällä (Middelboe & Markager 1997).

Mittasin Secchi-näkösyvyyden (kuva 3) kultakin tutkimuspäivältä kertaalleen järven ulapalta. Näkösyvyys oli ensimmäisenä tutkimuspäivänä > 4 m, mutta se oli pienimmillään 1,9 m. Näkösyvyys oli suuren osan maastotöiden ajasta pienempi kuin suurin lajiaineiston keruussa tarvittava syvyys.



Kuva 3. Secchi-näkösyvyys metreinä heinäkuussa 2021 eteläisellä Suvasvedellä. Veden pinta (0,0 m) on ylimpänä, ja sininen alue kuvaa näkösyvyyttä kohti pohjaa.

Mittasin myös pH:n lahtien syvästä päästä kasvillisuusrannan ulkorajalta pintavedestä JBL:n akvaarioveden mittaamiseen tarkoitetulla tippatestillä, jonka arvoalue on 6,0–7,6. Tutkimuspaikkojen pH:n vaihteluväliksi sain 6,2–6,8. Pienimmät arvot ovat peräisin tutkimusalueen lounaisimmassa osassa sijaitsevasta suuresta saaresta. Muutoin pH:n vaihtelu oli vähäistä ja tippatestin luotettavuus vaikutti hieman epäluotettavalta, joten en käyttänyt pH:ta analyyseissä.

Tutkielmaa varten en mitannut seuraavia akvaattisen ympäristön abioottisia tekijöitä: ilmasto, ravinteisuus, valoisuus, topografia ja hydrologia. Koska ympäröivän maaston

muodot vaikuttavat tuulialttiuteen, suojaissa lahdissa ilmaston vaikutus on ulappaa ja avoimia rantoja pienempi. Järvenlahdissa hydromorfologisista tekijöistä virtausolot ja litoraalin topografia eivät vaihteile, ja lahtien pohjan laadun ajattelin heijastuvan kasvillisuuteen. Fysikaalis-kemiallisista tekijöistä lämpö- ja happiolot ovat Suvasvedellä vakaat, näkösyvyyttä mittasin otannan laadunvarmistamiseksi, ja ravinneolojen ajattelin heijastuvan kasvillisuuteen. Järvivedessä perustuotantoa rajoittavat kasviravinteet ovat typpi ja fosfori. Yhteyttämiseen tarvittavan valon saatavuuteen vaikuttavat veden humuspitoisuus, päällysyvät (Karjalainen 2004b) ja planktonien määrä eivät vaihteile tutkimusalueen sisällä. Ekspositio (Kalliola 1973) voi vaikuttaa epäsuorasti kuormitukseen, koska pellot ovat lähempänä länsirantaa kuin itärantaa. Aineistoni lahdet ovat epätasaisesti jakautuneet exposition suhteen, vaikka tutkimuspaikat sijoittuvatkin tasaisesti järven länsi- ja itäpuolelle.

Suvasveden vedenlaadulliset ominaisuudet mahdollistavat sen, että joitain ympäristömuuttujia voi jättää huomiotta maatalouden kuormitusta tutkittaessa. Happipitoisuuden säilyessä pysyvästi yli 0,5 mg/l, kuten Suvasvedellä (Hellsten ym. 2002), järven sisäistä ravinnekuormitusta pohjasedimenteistä ei tapahdu, ja happipitoisuus niukkaravinteisissa järvissä on kesälämpötiloissa tasalaatuinen eri syvyyksissä (Kettunen ym. 2008). Koska Suvasveden yleinen ekologinen tila on vakaa, paikallisessa mittakaavassa järven eteläosa soveltuu kasviyhteisöjen vertailututkimukseen. Niukkaravinteinen ja kirkasvetinen järvi-tyyppi viittaa siihen, että järveen ulottuva ravinnekuormitus ilmenisi litoraalin kasvillisuudessa. Vaikka järvien vedenpinnan säännöstely on merkittävin kasvillisuuteen vaikuttava tekijä, vaikutus on vähäisintä järvillä, joilla säännöstely muistuttaa luonnollista vedenpinnan korkeusvaihtelua (Partanen 2007), kuten Suvasvedellä.

2.5 Lajiaineiston keruu

Hellsten ym. (2002) tuottivat pohjoisen Suvasveden kasvillisuusselvityksessä lajilistan, joka sopi lähtökohdaksi kootessani listaa eteläisen Suvasveden odotettavissa olevista lajeista. Kirjasin eteläisen Suvasveden lajit tutkimuspaikkojen kasviyhteisöistä. Kasviyhteisöt sisältävät sekä vesi- että rantakasvillisuutta putkilokasvit ja sammalat mukaan lukien. Vesikasviyhteisöt sijaitsevat veden yläpuolella näkyvien kasvustojen kohdalla. Näytealan valitsin edustavimman eli runsaimman ilmaversoisten ja kelluslehtisten esiintymän perusteella.

Tutkielman kasviyhteisöt muodostuvat rantakasvillisuuden putkilokasveista, rantasammalista ja makrofyyteistä. Rantakasvit ovat tärkeitä vesistön biogeokemian kannalta, sillä ne pidättävät saasteita, ravinteita ja maa-ainesta (Dodds & Whiles 2020). Eteläisellä Suvasvedellä rantasammat kasvavat putkilokasvien juurella vähäisinä esiintyminä. Suomen sammalista alle 10 % on rantasammalia (Ulvinen ym. 2002).

Keräsin lajiaineiston syvyyksiltä 0–2,5 m siten, että puolen metrin syvyysero kirjasin kunkin havaitun lajin peittävyuden erikseen. Mittasin syvyyden narulla, jonka päässä oli tasapohjainen paino: narussa oli pituusmerkinnät puolen metrin välein. Peittävyuden arvioinnissa otin huomioon kasvin koko peittävyuden neliömetrin alueella vesipatsaassa lintuperspektiivistä, jolloin kaikki kasvinosat aiheuttavat peittävyttä kaksiulotteisessa vesipinnassa kohtisuoraan pohjaa vasten visuaalisesti tulkittuna. Kirjasin peittävyuden kultakin syvyydeltä, missä lajin peittävyys oli suurimmillaan. Käytin peittävyuden arvioinnissa 1 m²:n kasvuruutua.

Rantakasvillisuuden otantapaikan valinnassa käytin seuraavia sääntöjä: paikan tuli olla vähintään 10 metrin etäisyydellä mahdollisen puron suulta ja mahdollisimman kaukana lähimmästä mökkirannasta. Rantakasvillisuuden otannassa käytin kasvuruutua, jonka sijoitin ainoastaan yhteen paikkaan rannassa ja josta kirjasin ruutuun osuneet lajit ja peittävydet. Rantakasviruuden sijoituskorkeus (syvyys = 0) oli kuivan rannan alueella siten, että mahdollinen rantatöyräs osui kasvuruutuun.

Mikäli tutkimuspaikaksi valitussa lahdessa oli poikkeavia geomorfologisia muodostelmia, kuten kivikkoja, tai yhtäkkisiä matalia kaislikkoja keskellä lahden syvää päätä, en mitannut lajien peittävyttä niiden kohdalta. Väistin myös epätavallisiksi arvioidut kasvustot: Esimerkiksi yhdessä tutkimuspaikaksi valitussa lahdessa matalassa vedessä, jonka läheisyyteen on vastikään rakennettu uusi hiekkatie, kasvaa runsaana terttualpi (*Lysimachia thyrsoflora*). Tämä esiintymä jäi aineiston ulkopuolelle, sillä tie olisi ollut liian lähellä näytteenottoaikkaa. Terttualpi on mahdollisesti levinnyt paikalle tiettyöhön käytetyn hiekan mukana.

Aineistonkeruuaikana heinäkuussa 2021 ennustettu vedenpinnanlasku oli 20 cm (Ympäristöministeriö 2021), joten ensimmäisen vedenalaisen ruudun aloitussyvyudeksi valitsin 10 cm, jolloin kasvien juuret ovat veden alla. Ensimmäinen upossyvyys on siis

tarkoituksella mahdollisimman lähellä vesirajaa. Vesirajalle valittu mittaussyvyys oli kompromissi. Heinäkuun puolivälissä oli odotettavissa vesirajaa lähimpänä sijaitsevan kasvillisuuden siirtymistä veden alta vesirajan yläpuolelle. Amfibisia lajeja oli odotettavissa vesirajan molemmin puolin.

Aineiston keruu tapahtui kolmen viikon aikana, mikä yhtäältä vähentää makrofyttien kasvun aiheuttamaa vaihtelua verrattuna koko kasvukauden aikaiseen runsauden muutokseen, mutta toisaalta aikarajoitus vähensi tutkimuspaikkojen määrää. Aineiston keruupäivät määräytyivät pääasiassa sääolosuhteiden mukaan, joista tuuli ja sen aiheuttama aallokko olivat tärkeimmät rajoittavat tekijät.

Tunnistin kaikki kasvit vähintään sukutasolle. Lajintunnistuksessa käytin mikroskooppia ja kirjallisuutta (Hallingbäck ym. 2008; Hedenäs & Hallingbäck 2014; Hämet-Ahti 1998; Lönnell & Hallingbäck 2019; Mossberg 2012; Ryömä ym. 2013). Ajantasaiset lajinimet tarkistin lajitietokeskuksen lajiluettelosta (Suomen Lajitietokeskus 2022).

2.6 Lajiaineiston muuttajat

Jaoin keräämäni lajiaineiston kahteen osaan: Putkilokasvit ja vesisammalet sisältävässä syvyysaineistossa ovat taksonien esiintymissyvyystiedot ja peittävydet. Rantasammalaineistossa on pelkästään sammaltaksonien läsnäolotieto. Syvyysaineistossa on 168 otosyksikköä ($24 \times 7 = 168$). Kullakin tutkimuspaikalla (24) on seitsemän otosyksikköä, koska syvyyksiä on seitsemän. Jokaisesta putkilokasvista ja vesisammalesta on peittävyyskirjaus kaikilta syvyyksiltä. Rantakasvillisuuden otosyksikkö sijaitsee kuivassa rannassa eikä upoksissa kuten muut syvyydet, joten sen syvyys on 0 cm. Vedenalaisia syvyyksiä on kuusi: 10 cm, 50 cm, 100 cm, 150 cm, 200 cm ja 250 cm. Peittävydet eri elomuotojen välillä voivat olla eri suuruusluokkaa, mutta koska lajikohtaiset peittävydet on kerätty samalla tavalla kaikissa tutkimuspaikoissa, aineiston kasviyhteisöt ovat vertailukelpoisia.

Syvyysaineistosta sain kasviyhteisön lajikoostumusta kuvaavan matriisin. Käytin kasviyhteisön lajikoostumusta vastemuuttujana monimuuttujamenetelmissä.

Kasviyhteisön lajidiversiteettiä mittaavat lajimäärä ja peittävyys. Kaikkien lajien yhteenlasketun lajimäärän sain yhdistämällä syvyysaineiston ja rantasammalaineiston binäärisiksi lajiaineistoksi. Kasvillisuuden runsautta mittaa lajikohtainen peittävyys, joka perustuu visuaaliseen arvioon prosentteina yhden neliömetrin kasvivuudella. Laskin lajikohtaisista peittävyyksistä kasvillisuuden kokonaispeittävyyden, jota käytin kasvillisuuden rehevyyden vertailuun kuormituksen ja syvyyden suhteen.

2.7 Monimuuttujamenetelmät

Analysoin lajiaineiston ordinaatiomenetelmällä R-ohjelmistolla (R Core Team 2020): vegan-paketti (Oksanen ym. 2022); metaMDS-funktio. Vertailin kasviyhteisöjen lajikoostumusta ei-metrinen moniulotteisen skaalauksen (NMDS) avulla suhteessa kuormitukseen ja syvyyteen. NMDS-analyysissä lajiaineistolle käytettävän etäisyysmatriisin laskemiseen sopii epäsymmetrinen kvantitatiivinen laskentatapa, sillä nollahavaintoja on paljon. Valitsin Bray-Curtisin erilaisuusindeksin etäisyysmatriisin laskemiseen. Peittävyysmuuttujan mitta-asteikolle ei tarvinnut tehdä muunnoksia, sillä raaka-aineiston arvot olivat valmiiksi prosentteina. NMDS-analyysi sisältää skaalauksen. Valitsin NMDS-analyysiin kaksi ulottuvuutta. Kokeilin kolmea ulottuvuutta, mutta tulos ei tuonut lisäarvoa analyysiin.

NMDS-analyysillä tuotettava lajiaineistoon perustuva ordinaatio otosyksiköistä syvyyksittäin havainnollistuu graafisessa esityksessä kaksiulotteisena pääakselikaaviona. Graafisessa esityksessä otosyksiköiden ryhmittäminen luokkien mukaan ja luokkien sijoittuminen erilleen ja etäälle toisistaan visuaalisessa tarkastelussa viittaisi siihen, että vertailuluokkien välillä on eroa kasviyhteisön lajikoostumuksen perusteella. Sen sijaan otosyksiköiden jakautuminen tasaisesti ordinaatioavaruuteen ryhmittymättä viittaisi siihen, ettei vertailuluokkien välillä ole eroa kasviyhteisön lajikoostumuksen perusteella. Tutkin ellipsityökalun avulla 95 %:n luottamustasolla luokkien keskiarvojen sijaintia. Käytin permutaatiotestiä luokittelevien muuttujien selitysasteen ja tilastollisen merkitsevyystason laskemiseen kasviyhteisöjen vaihtelusta: R; vegan-paketti; adonis2-funktio. Selittävinä muuttujina olivat kuormitus, syvyys ja näiden yhdysvaikutus. Permutaatioita oli 999.

2.8 Trofiaindeksi

Keräämäni lajilistan perusteella laskin rehevöitymistä osoittavat trofiaindeksit kaikille tutkimuspaikoille. Trofiaindeksi (TI) perustuu kokonaisfosforin pitoisuusgradientteihin, ja sen avulla mitataan kasvillisuuden indikoimaa ravinnekuormitusta. Trofiaindeksin laskemiseen käytin ainoastaan tähän tarkoitukseen luokiteltuja vesikasvilajeja, eli ilmaversoiset jätin sen ulkopuolelle (Vuori ym. 2009): kuormitusherkät (H), kuormitusta sietävät (T) ja indifferentit lajit (I). Laskukaava: $TI = (H-T) / (H+T+I)$. Trofiaindeksi on sitä suurempi, mitä enemmän se ilmentää niukkaravinteisuutta: arvo on välillä 0–1.

2.9 Lineaariset menetelmät

Lajidiversiteetin komponentit lajimäärä ja peittävyys ovat jatkuvia muuttujia. Analysoin yleisen lineaarisen sekamallin avulla kaikkien lajien yhteenlaskettua lajimäärää, niiden yhteenlaskettua kokonaispeittävyttä sekä yleisimmän kelluslehtisen lajin, isoulpukan, peittävyttä. Analyysit tein R-ohjelmistolla (R Core Team 2020): lme4-paketti (Bates ym. 2015); lmer-funktio. Selittävinä luokkamuuttujina kaikissa malleissa olivat kuormitus, syvyys sekä näiden yhdysvaikutus, ja satunnaismuuttujana tutkimuspaikka, sillä kultakin paikalta on 7 syvyyshavaintoa.

Aineistonkeruun aikana huomasin Secchi-näkösyvyyden pienenevän, ja samanaikaisesti oli kesän lämpimin aika, jolloin ilman ja veden lämpötilat nousivat. Epäilin planktonin runsastumista näkösyvyyden pienenemisen syyksi ja päätin selvittää, onko ilman keskilämpötila yhteydessä näkösyvyyteen. Jatkotutkimuksia varten voi olla tärkeää ennakoida lämpötilan vaikutusta näkösyvyyteen. Käytin yhden selittävän muuttujan lineaarista regressiota (R: lm-funktio) vastemuuttujana näkösyvyys ja selittävänä muuttujana ilman keskilämpötila.

Testasin lisäksi tutkimuspaikkojen trofiaindeksien yhteyttä kuormitusmuuttujaan permutaatiotestillä (R: lm-funktio) vastemuuttujana trofiaindeksi ja selittävänä muuttujana kuormitus. Permutaatioita oli 999.

Tarkastelin yleisten lineaaristen mallien residuaalien normaalisuutta vertailemalla residuaaleja sovitettuun malliin. Päädyin korjaamaan sekä lajimäärän että peittävyys-

jakaumaa vastemuuttujan neliöjuurimuunnoksella. Yhden selittävän muuttujan lineaarisen regression residuaalien tarkastelussa kvantiili-kvantiilikaavion perusteella residuaalit olivat normaalisti jakautuneet, jolloin vastemuuttujaan ei tarvittu muunnosta.

3 Tulokset

3.1 Eteläisen Suvasveden kasvillisuus

3.1.1 Yleisimmät putkilokasvit

Yleisimmät lajit, järvikorte (*Equisetum fluviatile*) ja ulpukka (*Nuphar lutea*), esiintyvät jokaisella tutkimuspaikalla (n = 24) eteläisellä Suvasvedellä eivätkä ilmennä ravinteisuutta. Ne ovat indifferenttejä vesikasveja. Ruskoärviä (*Myriophyllum alterniflorum*) sen sijaan esiintyy 20/24 eteläisen Suvasveden tutkimuspaikoista (taulukko 2) ja ilmentää niukkaravinteisuutta. Ruskoärviä ja kiehkuraärviä (*Myriophyllum verticillatum*) esiintyvät samoissa paikoissa: kiehkuraärviä 8/24 paikoista (liite 4). Kiehkuraärviä ilmentää keskiravinteisuutta eikä ole yleinen laji eteläisellä Suvasvedellä.

Taulukko 2. Yleisimmät putkilokasvit ja niiden yleisyys (%) eteläisellä Suvasvedellä.

Yleisimmät lajit	Tieteellinen nimi	Yleisyys %
Järvikorte	<i>Equisetum fluviatile</i>	100
Isoulpukka	<i>Nuphar lutea</i>	100
Viiltosara	<i>Carex acuta</i>	83
Ruskoärviä	<i>Myriophyllum alterniflorum</i>	83
Kurjenjalka	<i>Comarum palustre</i>	75
Ranta-alpi	<i>Lysimachia vulgaris</i>	75
Rantakukka	<i>Lythrum salicaria</i>	75
Hapsiluikka	<i>Eleocharis acicularis</i>	71
Vesitatar	<i>Persicaria amphibia</i>	71
Nuottaruoho	<i>Lobelia dortmanna</i>	63
Palpakot	<i>Sparganium sp.</i>	63
Luhtasara	<i>Carex vesicaria</i>	58
Jouhivihvilä	<i>Juncus filiformis</i>	58
Rentukka	<i>Caltha palustris</i>	54
Uistinviita	<i>Potamogeton natans</i>	54
Viitakastikka	<i>Calamagrostis canescens</i>	50
Järviruoko	<i>Phragmites australis</i>	50
Tummalahnaruoho	<i>Isoetes lacustris</i>	46
Rantaminttu	<i>Mentha arvensis</i>	46
Järvisätkin	<i>Ranunculus Schmalhauseni</i>	46

3.1.2 Vesi- ja rantasammalet

Sammalten lajinmäärityksen tein kokonaisuudessaan mikroskooppien ja kirjallisuuden (Damsholt 2002; Hallingbäck ym. 2008; Hedenäs & Hallingbäck 2014; Lönnell & Hallingbäck 2019) avulla vähintään sukutasolle, mihin sammalten kasvuvaihe näytteissäni riitti.

Varsinaiset vesisammalet yhdistin putkilokasvien kanssa samaan syvyysaineistoon, sillä neljä sammallajia koko aineistosta esiintyy ainoastaan upoksissa 50–150 cm:n syvyydellä:

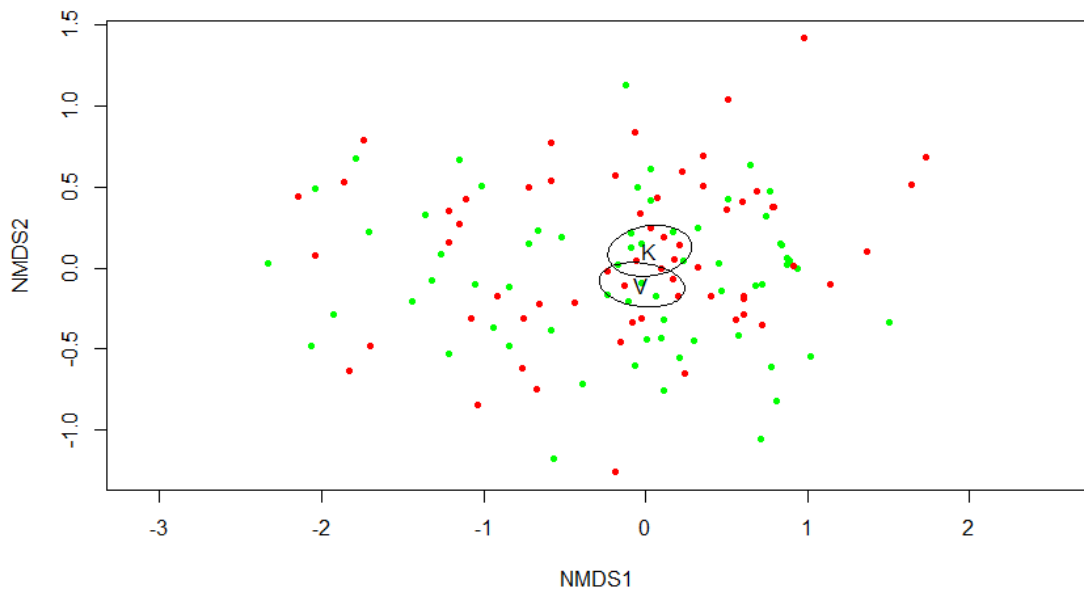
- | | |
|---|-----------|
| 1. Järvikuirisammal (<i>Calliergon megalophyllum</i>) 50–150 cm | [18 & 23] |
| 2. Upossirppisammal (<i>Drepanocladus sordidus</i>) 50–100 cm | [18 & 23] |
| 3. Hiussirppisammal (<i>Drepanocladus capillifolius</i>) 100 cm | [11] |
| 4. Lampisirppisammal (<i>Sarmentypnum trichophyllum</i>) 50 cm | [11] |
| 5. Lettolierosammal (<i>Scorpidium scorpioides</i>) 150 cm | [10] |

Kaikki vesisammalet esiintyivät kuormitetuiksi luokittelemisani tutkimuspaikoissa. Esiintymispaikat on merkitty vesisammalten nimien perään hakasulkeisiin. Lampisirppisammal on vesisammalista ainut, joka esiintyy tässä aineistossa myös rantakasvillisuudessa (vertailulahdessa 9).

Rantasammallajistosta paljastui 26 sammalen metayhteisö. Yleisimmät rantasammalet ovat lettohiirensammal (*Ptychostomum pseudotriquetrum*), rantasiipisammal (*Fissidens osmundoides*), väkäsirppisammal (*Drepanocladus polygamus*) ja hetealvesammal (*Chiloscyphus polyanthos*), joiden kasvupaikat ovat ravinteikkaita. Rantasammalet saattoivat kasvaa rantapalteessa tai pystysuorsassa saraikon juuripaakussa. Aineistossa rantasammalet puuttuvat lahdista 8, 18 ja 19. Lahdessa 8 kuitenkin rantasammalia oli, mutta näyte katosi maastotöiden aikana. Rantasammalten kasvuvaihe heinäkuussa oli varhainen: gametofyytit olivat keskenkasvuisia, ja itiöpesäkkeitä oli näytteissä vain yksi.

3.2 Kuormituksen ja syvyyden vaikutus kasviyhteisöjen lajikoostumukseen

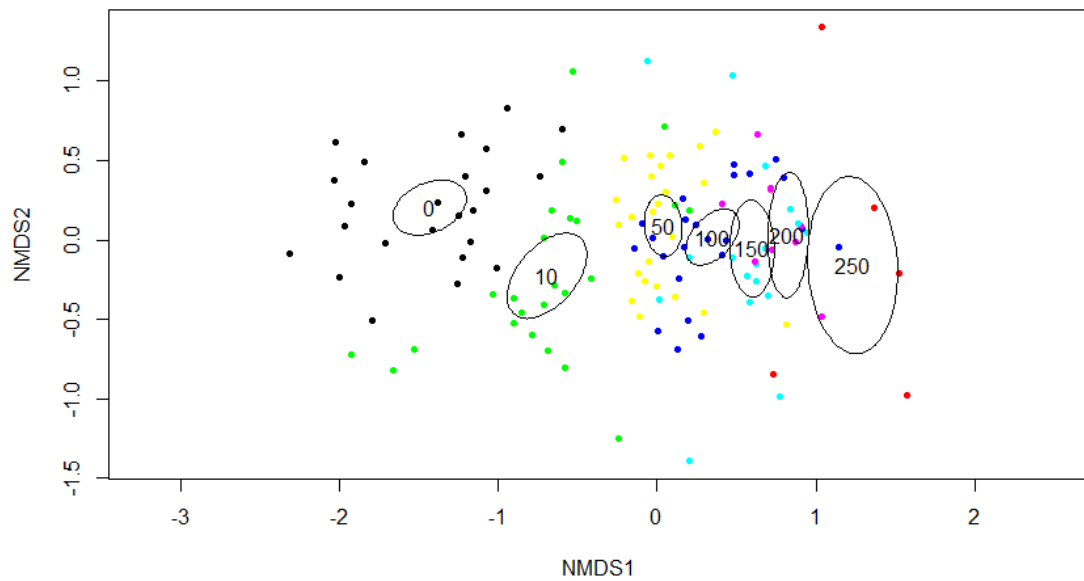
Kuvassa 4 putkilokasvien ja vesisammalten muodostama lajiaineisto on kasviyhteisöjen lajikoostumukseen perustuvassa NMDS-ordinaatiossa. Visuaalisesti tarkasteltaessa kuormitusmuuttujaa ordinaatioavaruudessa (kuva 4) värien punainen kuvattessa kuormitettua lahtea (K) ja vihreän vertailulahtea (V) pistejoukoissa ei ole havaittavissa värien ryhmitymistä, vaan pisteet sekoittuvat tasaisesti.



Kuva 4. Kasviyhteisöjen lajikoostumukseen perustuva otosyksiköiden sijoittuminen ordinaatioavaruuteen ei-metrisessä moniulotteisessa skaalauksessa (NMDS; stressi: 0,147). Punainen = kuormitettu lahti; vihreä = vertailulahti. Ellipsit: Kuormitusluokkien keskiarvojen (cl: 95 %) sijoittuminen aineistoon. K = kuormitettu lahti, V = vertailulahti. Tutkimusalue: Eteläinen Suvasvesi.

Kuormitusmuuttujan luokkien K ja V keskiarvojen 95 %:n luottamustasoa kuvaavat ellipsit sijaitsevat limittäin toisiinsa nähden (kuva 4). Vertailuluokkien välillä ei näytä olevan selvää eroa, vaan ellipsit leikkaavat.

Visuaalisesti tarkasteltaessa syvyysmuuttujaa ordinaatioavaruudessa (kuva 5) väripistejoukkojen sijainnissa on huomattavissa, että värit ryhmittyvät syvyyksien mukaan. Selkeimmin ryhmittyy rantakasvillisuus (musta). Myös matalin syvyys vesirannassa erottuu muista syvyyksistä selkeästi (vihreä). Keskisyvyyksillä luokkaerot säilyvät, mutta pistejoukot sekoittuvat eniten 100–200 cm syvyyksillä.



Kuva 5. Kasviyhteisöjen lajikoostumukseen perustuva otosyksiköiden sijoittuminen ordinaatioavaruuteen ei-metrisessä moniulotteisessa skaalauksessa (NMDS: stressi = 0,146). Syvyydet: musta = rantakasvillisuus, vihreä = 10 cm, keltainen = 50 cm, tummansininen = 100 cm, turkoosi = 150 cm, lila = 200 cm, punainen = 250 cm. Ellipsit kuvaavat syvyysluokkien keskiarvoja 95 %:n luottamustasolla. Tutkimusalue: Eteläinen Suvasvesi.

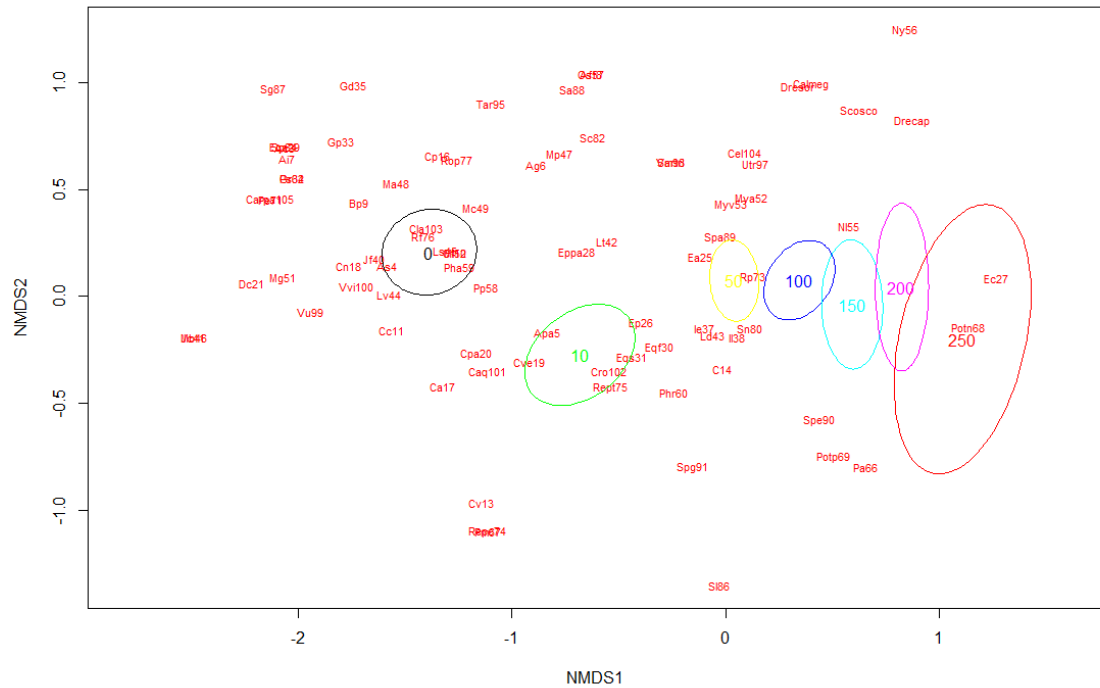
Otosyksiköt sijaitsivat ordinaatioavaruudessa siten, että syvyysmuuttujan luokkien keskiarvojen 95 %:n luottamustasoa kuvaavat ellipsit sijoittuvat toisistaan erilleen, mikä viittaa kasviyhteisöjen vyöhykkeisyyteen syvyyksien mukaan (kuva 5). Kasviyhteisöissä on siis selkeitä eroja syvyysvyöhykkeiden välillä. Ellipseissä on vähäistä päällekkäisyyttä 100–200 cm syvyyksillä.

Testasin luokittelevien muuttujien yhteyttä lajiaineistoon permutaatiotestillä (taulukko 3). Mallissa vastemuuttujana on kasviyhteisön lajikoostumus ja selittävinä muuttujina kuormitus, syvyys ja näiden yhdysvaikutus. Kuormituksen selitysaste on 1 %. Syvyyden selitysaste on 21 %. Yhdysvaikutusta ei ole.

Taulukko 3. Kuormituksen ja syvyyden vaikutus kasviyhteisöjen lajikoostumukseen eteläisellä Suvasvedellä. Selittävillä muuttujilla on päävaikutusta (punainen), mutta kuormituksen ja syvyyden yhdysvaikutus ei ole merkitsevä. Permutaatiot: 999.

Permutaatioita 999	R ²	(Df) F	P
Kuormitus (KV)	0,010	(1, 134) 1,779	0,042
Syvyys (S)	0,208	(6, 134) 6,223	0,001
KV:S	0,035	(6, 134) 1,054	0,338

Lajien sijoittuminen ordinaatioavaruuteen paljastaa syvyysvyöhykkeille tunnusomaisia lajeja (kuva 6; liite 1). Eteläisen Suvasveden lahdissa yleisimmistä lajeista (taulukko 2) syvimmällä (250 cm) kasvaa kelluslehtinen uistinviita [Potn68]. Vesisammalet [Calmeg, Dresor, Drecap & Scosco] esiintyvät samoilla keskisyvyyksillä kuin kelluslehtiset isoulpukka [NI55] ja vesitatar [Pa66]. Puolen metrin syvyydessä (50 cm) on paljon lajeja: uposkasvillisuutta, kuten ärviöitä [Mya52 & Myv53] ja järvisätkin [Rp73]; pohjalehtisiä lahnaruohoja [Ie37 & Il38], hapsiluikka [Ea25] ja nuottaruoho [Ld43] sekä palpakoita [Spa89]. Matalimmalla syvyydellä upoksissa (10 cm) on amfibiottia kasvillisuutta, kuten rantaleinikki [Rept75]. Saroista luhtasara [Cve19] ja pullosara [Cro102] esiintyvät juuri-paakuissa vesirajan alapuolella (10 cm). Järvikorte [Eqf30] ja järviruoko [Phr60] sijoittuvat saroja syvemmälle (10–50 cm). Rantakasvillisuudessa on eniten lajeja. Yleisimmät (taulukko 2) maarannalle (0 cm) tunnusomaiset lajit ovat rantakukka [Lv44], ranta-alpi [Ls45], viitakastikka [Cc11], rentukka [Cp16], jouhivihvilä [Jf40] ja rantaminttu [Ma48]. Jouhisara [Cla103] edustaa selvästi rantakasvillisuutta eteläisellä Suvasvedellä. Vesisara [Caq101] ja kurjenjalka [Cpa20] sijoittuvat veden vaihtelualueelle selkeimmin (0–10 cm).



Kuva 6. Kasviyhteisöjen lajikoostumukseen perustuva lajien sijoittuminen ordinaatioavaruuteen ei-metri- sessä moniulotteisessa skaalauksessa (NMSD: stressi = 0,146). Syvyudet: musta = rantakasvillisuus, vihreä = 10 cm, keltainen = 50 cm, tummansininen = 100 cm, turkoosi = 150 cm, lila = 200 cm, punainen = 250 cm. Ellipsit kuvaavat syvyysluokkien keskiarvoja 95 %:n luottamustasolla. Tutkimusalue: Eteläinen Suvas- vesi.

3.3 Trofiaindeksit

Suvasveden eteläosassa esiintyvistä lajeista poimin Vuoren ym. (2009) luokituksen mu- kaan kuormitukselle herkät, kuormitusta sietävät ja indifferentit vesikasvilajit (tau- lukko 4). Koska rehevöitymistä sietävän lajit ovat harvinaisia niukkaravinteisissa jär- vissä, kuormitusherkkyystaulukko osoittaa jo yhdellä silmäyksellä aineiston ilmentävän niukkaravinteisuutta. Kiehkuraärviä (*Myriophyllum verticillatum*) edustaa ainoana lajina kuormitusta sietäviä lajeja, eikä sekään esiinny johdonmukaisesti pelkästään kuormitetuissa lahdissa. Itse asiassa kiehkuraärviä esiintyy aina yhdessä ruskoärviän kanssa (liite 4). Trofiaindeksien laskemiseen käytettäviä kuormitukselle herkkiä ja indifferenttejä lajeja on yhtä paljon eteläisen Suvasveden aineistossa (taulukko 4).

Taulukko 4. Kuormitukselle herkät, kuormitusta sietävät ja indifferentit vesikasvit eteläisen Suvasveden aineistossa vuonna 2021. Taulukko on koottu Vuoren ym. (2009) luokituksen pohjalta.

Kuormitukselle herkät	Kuormitusta sietävät	Indifferentit
<i>Eleocharis acicularis</i> <i>Isoetes echinospora</i> <i>Isoetes lacustris</i> <i>Lobelia dortmanna</i> <i>Myriophyllum alterniflorum</i> <i>Potamogeton perfoliatus</i> <i>Ranunculus schmalhauseni</i> <i>Ranunculus reptans</i>	<i>Myriophyllum verticillatum</i>	<i>Elodea canadensis</i> <i>Nuphar lutea</i> <i>Nymphaea sp.</i> <i>Persicaria amphibia</i> <i>Potamogeton natans</i> <i>Sagittaria natans</i> <i>Sparganium gramineum</i> <i>Utricularia sp.</i>

Taulukko 5. Trofiaindeksit tutkimuspaikoittain ja tutkimuspaikkojen kuormitusluokitus (K/V). Viisi tutkimuspaikkaa on trofiaindeksiltään ristiriidassa kuormitusluokituksen kanssa. Kuuden tutkimuspaikan arvoja 0,50 ei voi sijoittaa kumpaankaan kuormitusluokkaan. Trofiaindeksin arvojen vaihteluväli = 0–1. ID = tutkimuspaikka. K = kuormitettu lahti; V = vertailulahti. Tutkimusalue: Eteläinen Suvasvesi.

ID	Trofiaindeksi	Kuormitus
3	0,75	V
7	0,67	V
15	0,67	K
21	0,67	V
12	0,60	V
10	0,57	K
17	0,57	V
22	0,57	K
1	0,50	V
6	0,50	V
8	0,50	K
9	0,50	V
20	0,50	V
24	0,50	V
16	0,47	K
4	0,44	K
2	0,43	K
11	0,43	K
5	0,38	K
13	0,38	V
19	0,33	K
14	0,25	V
18	0,14	K
23	0,00	K

Tutkimuspaikoille lasketut trofiaindeksit on lueteltu suurusjärjestyksessä taulukossa 5. Trofiaindeksin vaihteluväli on 0–1, josta arvo 1 edustaa niukkaravinteisuutta. Vertailtaessa trofiaindeksejä tutkimuspaikkojen kuormitusluokituksen neljäsosaa (6/24) lahdista ei voi trofiaindeksin mukaan luokitella kumpaankaan kuormitusluokkaan, sillä niiden arvo on 0,50: näistä lähes kaikkien valuma-alueet ovat pellottomia, paitsi lahti 8, jonka yhteydessä oleva pelto on koko aineistossa kaikkein lähimpänä rantaa (20 m) (kuva 2). Niukkaravinteisuutta ilmentävistä suurimmista (> 0,50) trofiaindeksiarvoista 5/8 kuuluu vertailulahdille. Trofiaindeksien ainut 0-arvo kuuluu kuormitetulle lahdelle. Kolmasosa (8/24) kaikista lahdista on kuormitettu sekä trofiaindeksin että kuormitusluokituksen mukaan. Paikat 14 ja 15 ovat eniten ristiriidassa trofiaindeksin ja kuormitusluokituksen kesken. Trofiaindeksi ei ole selvästi yhteydessä kuormitusmuuttujan luokkiin (F (1, 22) = 3,344; P = 0,081).

3.4 Lajimäärä

3.4.1 Lajimäärä tutkimuspaikoittain

Syvyysaineistossa on 79 putkilokasvia ja 5 vesisammalta: yhteensä 84 taksonia. Rantasammalaineistossa on 26 sammalta, joista on pelkästään läsnäolokirjaus, koska en pystynyt tunnistamaan lajeja maastossa.

Lajimäärät tutkimuspaikoittain kaikkien lajien yhteenlaskettuina ja lajiaineiston osajoukkoina on esitetty taulukossa 6. Syvyyksittäin on esitetty putkilokasvien ja vesisammalten yhteenlasketun lajimäärän (sininen) ja rantasammalten lajimäärän keskiarvot. Rantasammat ovat peräisin ainoastaan yhdeltä ”syvyydeltä” rantakasvillisuudesta, joka ei ole vedenalainen. Rantasammallajeja on ollut keskimäärin enemmän rantakasviruudussa kuin muita lajeja muilla syvyyksillä, mutta lajimäärien vaihteluväli syvyyksittäin on sama.

Taulukko 6. Kasviyhteisöjen kaikkien lajien ja kasviyhteisön osajoukkojen lajimäärien keskiarvot, minimi- ja maksimiarvot tutkimuspaikoittain (vihreä) ja syvyyksittäin (sininen) eteläisellä Suvasvedellä.

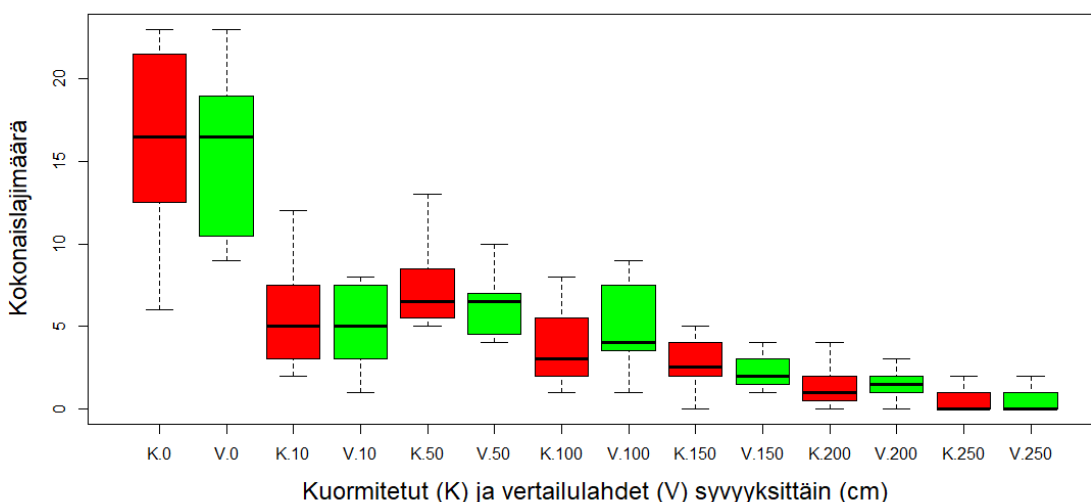
	Lajimäärä		
	min	$\bar{x}$	max
Tutkimuspaikka n = 24			
Kaikki lajit	17	27	42
Putkilokasvit & vesisammalet	12	20	33
Rantasammalet	0	7	14
Syvyys n = 168			
Putkilokasvit & vesisammalet	0	4	14

3.4.2 Yleinen lineaarinen sekamalli lajimäärälle

Testasin yleisen lineaarisen sekamallin avulla kuormituksen, syvyyden ja näiden yhdysvaikutuksen yhteyttä kasviyhteisön kokonaislajimäärään. Kuormitus ei vaikuttanut lajimäärään, mutta syvyys vaikutti lajimäärään merkitsevästi, yhdysvaikutusta ei ollut (taulukko 7). Syvyyksittäin tarkasteltuna rantakasvillisuudessa on selvästi eniten lajeja (kuva 7). Vedenalaisista syvyyksistä eniten lajeja on 50 cm:n syvyydessä.

Taulukko 7. Lineaarinen sekamalli vastemuuttujana kasviyhteisön kokonaislajimäärä ja selittävinä muuttujina kuormitus, syvyys ja näiden yhdysvaikutus. Syvyys vaikuttaa merkitsevästi lajimäärään (punainen). Tutkimusalue: Eteläinen Suvasvesi.

Lajimäärä	F	Df	P
Kuormitus (KV)	0,000	1(22)	0,997
Syvyys (S)	100,98	6(132)	<2E-16
KV:S	0,632	6(132)	0,705



Kuva 7. Kokonaislajimäärät syvyyksittäin (cm) kuormitetuissa lahdissa (punainen) ja vertailulahdissa (vihreä) eteläisellä Suvasvedellä. Paksut mustat viivat ovat lajimäärän keskiarvoja, ja katkoviiva on vaihteluvälin kvartaali.

3.5 Kasvillisuuden peittävyys

3.5.1 Kokonaispeittävyys tutkimuspaikoittain

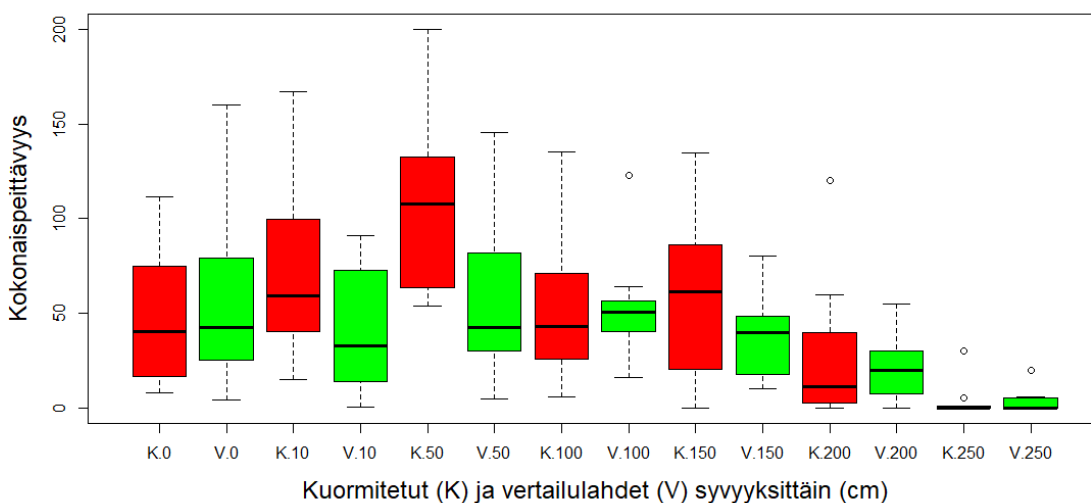
Kasvillisuuden kokonaispeittävyys kuvaa runsautta, joka voisi viitata kasvillisuuden rehevyyteen. Laskin kasviyhteisöjen kokonaispeittävyydet tutkimuspaikoittain ja syvyyksittäin lajikohtaisista peittävyyksistä, jotka ovat prosentteina. Tutkimuspaikoittain kokonaispeittävyyden keskiarvoksi kertyi kuormitetuissa lahdissa 352 % ja vertailulahdissa 282 %. Syvyyksittäin kasvillisuuden kokonaispeittävyys oli keskimäärin 51 %.

3.5.2 Yleinen lineaarinen sekamalli kokonaispeittävydelle

Testasin yleisen lineaarisen sekamallin avulla kuormituksen, syvyyden ja näiden yhdysvaikutuksen yhteyttä kokonaispeittävyyteen. Kuormitus ei vaikuttanut peittävyyteen, mutta syvyys vaikutti peittävyyteen merkitsevästi, yhdysvaikutusta ei ollut (taulukko 8). Visuaalisessa tarkastelussa kokonaispeittävyys on suurimmillaan 50 cm:n syvyydessä (kuva 8).

Taulukko 8. Lineaarinen sekamalli vastemuuttujana kasvillisuuden kokonaispeittävyys ja selittävinä muuttujina kuormitus, syvyys ja näiden yhdysvaikutus. Syvyys vaikuttaa merkitsevästi kokonaispeittävyyttä (punainen). Tutkimusalue: Eteläinen Suvasvesi.

Peittävyys	F	Df	P
Kuormitus (KV)	2,045	1(22)	0,167
Syvyys (S)	25,966	6(132)	<2E-16
KV:S	1,866	6(132)	0,091



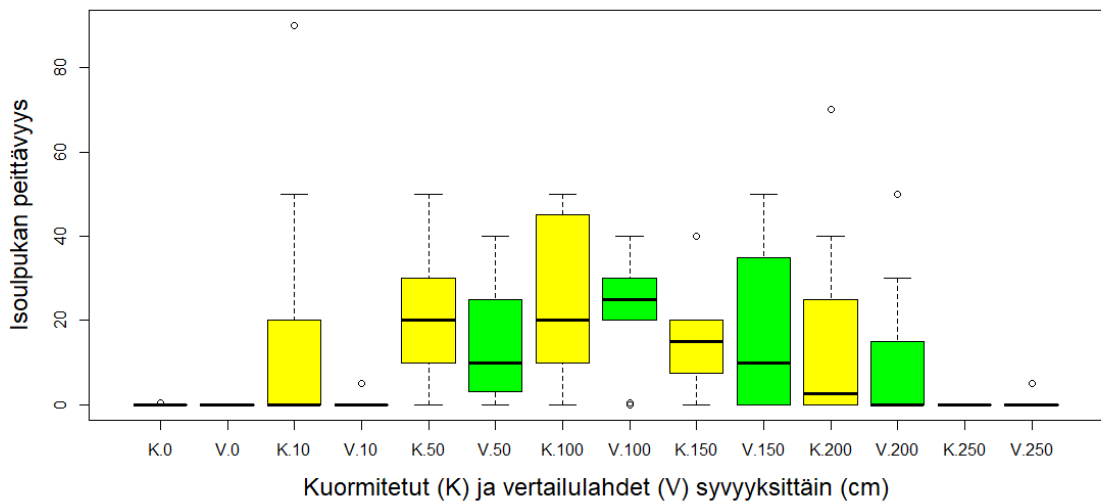
Kuva 8. Kokonaispeittävyydet syvyyksittäin (cm) kuormitetuissa lahdissa (punainen) ja vertailulahdissa (vihreä) eteläisellä Suvasvedellä. Paksut mustat viivat ovat kokonaispeittävyyden keskiarvoja, ja katkoviiva on vaihteluvälin kvartaali.

3.5.3 Yleisimmän kelluslehtisen peittävyys

Yleisimmän kelluslehtisen lajin, isoulpukan (*Nuphar lutea*), peittävyyteen (kuva 9) kuormitus ei vaikuttanut, mutta syvyys vaikutti merkitsevästi, yhdysvaikutusta ei ollut (taulukko 9).

Taulukko 9. Lineaarinen sekamalli vastemuuttujana isoulpukan (*Nuphar lutea*) peittävyys ja selittävinä muuttujina kuormitus, syvyys ja näiden yhdysvaikutus eteläisellä Suvasvedellä. Syvyys vaikuttaa merkittävästi isoulpukan peittävyyteen (punainen). Tutkimusalue: Eteläinen Suvasvesi.

<i>Nuphar lutea</i>	F	Df	P
Kuormitus (KV)	2,987	1(22)	0,098
Syvyys (S)	18,82	1(132)	9,556E-16
KV:S	0,699	1(132)	0,401



Kuva 9. Isoulpukan (*Nuphar lutea*) peittävyys syvyyksittäin (cm) kuormitetuissa lahdissa (keltainen) ja vertailulahdissa (vihreä) eteläisellä Suvasvedellä. Paksut mustat viivat ovat peittävyyden keskiarvoja, ja katkoviiva on vaihteluvälin kvartaali.

3.6 Secchi-näkösyvyys

Secchi-näkösyvyys ei ollut yhteydessä ilman keskilämpötilaan:

$$R^2 = 0,016; F(1, 166) = 2,743; P = 0,100.$$

4 Pohdinta

4.1 Maatalouden kuormituksen ja syvyyden vaikutus kasviyhteisöihin

Maatalouden kuormituksen vaikutus järvikasvillisuuteen oli vähäistä eteläisellä Suvasvedellä vuonna 2021. Maatalouden kuormitus selitti aavistuksen kasviyhteisöjen eroista

rehevöitymisherkkimmissä järvenlahdissa. Kuormituksen vaikutus näkyi kasviyhteisöjen lajikoostumuksessa. Kasviyhteisöjen lajikoostumuksen tutkimisessa menetelmänä käyttämäni NMDS-skaalaus sisälsi lajien esiintymistiedon ja peittävyuden. Näin ollen lajien runsaussuhteet sisältyivät kasviyhteisöjen erojen analyysiin, jolloin lievät ympäristövaikutukset olivat helpoiten havaittavissa (Kuoppala ym. 2008). Kuormitettujen lahtien ja vertailulahtien välillä ei kuitenkaan ollut sellaista järvityypin muutokseen viittaavaa lajistollista korvautumista, jossa indifferentit vesikasvilajit syrjäyttäisivät kuormitukselle herkkät vesikasvilajit. Lajidiversiteettiä tarkasteltaessa kuormituksella ei ollut vaikutusta lajimääriin, vaikka kirkasvetisessä vähähumuksisessa järvessä kuormituksen tulisi näkyä kokonaislajimäärässä (Leka ym. 2008).

Kuormituksen vaikutuksen ohessa sain selville, että niukkaravinteisessa järvessä syvyys selittää viidesosan kasviyhteisön lajikoostumuksen vaihtelusta, kun käsittelin kasviyhteisönä kokonaisuutta, johon kuuluvat rantakasvillisuus ja kaikki litoraalin kasvillisuusran-
nan upossyvytydet. Lajimäärät olivat suurimmat rantakasvillisuudessa. Vaikka habitaat-
tien vaihettumisvyöhykkeellä vedenpinnan vaihtelualueella voisi odottaa korkeaa laji-
määrää, 10 cm:n upossyvyydellä lajimäärä ei ollut korkein. Selkeimmin maa- ja vesikas-
villisuuden habitaattien vaihettumisvyöhyke on rantakasvillisuudessa: ajoittaista tulvi-
mista sietäviä lajeja on maarannassa keskiveden yläpuolella.

Eteläisellä Suvasvedellä rantakasvillisuudessa on monia keskiravinteisuutta ilmentäviä lajeja. Vaikuttaa siltä, ettei maatalouden kuormitus ulotu järveen saakka, vaan ravinteet imeytyvät pääosin valuma-alueen maa-alueisiin ja viimeistään rantakasvillisuuteen (Dodds & Whiles 2020). Pieni määrä ravinnekuormituksesta näyttää saapuvan makro-
fyyttien ulottuville rehevimmissä lahdessa, joissa on keskiravinteisuutta ilmentäviä vesi-
sammalia. Rantakasvillisuuden ja litoraalin kasvillisuuden muodostaman kasviyhteisön perusteella Suvasvesi on niukka–keskiravinteinen järvi, kuten Hellsten ym. (2002) tote-
sivat 20 vuotta aiemmin.

Upokasvien häviämistä en havainnut alueellisessa mittakaavassa: Ruskoärviä (*Myriophyllum alterniflorum*) oli hyvin yleinen kaikkialla. Nuottaruoho (*Lobelia dortmanna*) kukoisti laajalti, joskaan sen pohjaruusuksia ei näkynyt kaikkein kuormitetuimmissa
pehmeöpohjaisissa lahdissa. Lahnaruohot esiintyivät harvakseltaan kaikkialla kovilla
pohjilla.

Maatalouden kuormitus voi olla ravinnekuormituksen lisäksi kiintoaineksen kulkeutumisesta vesistöön (Huttunen ym. 2016). Mitattaessa maatalouden kuormituksen ulottumista järveen kasvillisuuden avulla ravinne- ja kiintoainekuormitusta ei voi yksiselitteisesti erottaa toisistaan, sillä pohjasedimentti on juurellisille vesikasveille tärkein ravinnearasto (Karjalainen 2004b), ja etenkin niukkaravinteisissa järvissä juurten tärkeys korostuu vesikasveilla. Maatalouden kuormituksen vaikutus kohdistuisi siis järvikasvillisuuteen sekä ravinnekuormituksena veden ja pohjasedimentin kautta että pohjan rakenteellisena tekijänä kiintoaineksen tasoittaessa ja pehmentäessä kasvualustaa. Lajimäärissä ei tällöin välttämättä näy eroja kuormituksen suhteen, koska pohjan tasoittuminen vähentää lajimäärää, kun taas ravinteiden runsastuminen lisää lajimäärää rehevöitymissukcession alussa niukkaravinteisessa järvessä (Qin ym. 2013; Dodds & Whiles 2020).

Koska maatalouden kuormituksen ja syvyyden yhteisvaikutusta ei ollut, näiden muuttujien selitysasteet ovat toisensa poissulkevat, ja ne voidaan laskea yhteen: syvyys 21 % + kuormitus 1 % = 22 %. Kasviyhteisöjen vaihtelusta 78 %:a selittävät siis muut tekijät kuin maatalouden kuormitus tai syvyys. Esimerkiksi rannan etäisyys valuma-alueella sijaitsevista pelloista voi vaikuttaa järven kasviyhteisöihin (Alahuhta ym. 2014), minkä todentamiseen tämän tutkielman aineisto oli liian suppea. Mikäli peltojen sijainti lähellä rantaa vaikuttaisi kiintoaineksen kulkeutumiseen, tutkielman pelloista osa oli liian kaukana rannasta tämän tutkimiseen. Jääkausivaikutteisen järven lahtien ekspositio voi vaikuttaa peltojen etäisyyteen rannasta siten, että pellot on aikoinaan perustettu lähemmäksi rantaa järven länsirannalla kuin itärannalla, kenties koska länsirantojen itään avautuvat lahdet ovat aurinkoisempia tai maannokseltaan viljavampia, kun taas itärantojen länteen avautuvat lahdet ovat olleet enemmän rantametsien varjostamia ja karkealajitteisempia. Alahuhdan (2015) mukaan veden alkaalisuus on kokonaisfosforipitoisuuden ohella tärkein makrofyyttiyhteisöjen lajikoostumusta selittävä tekijä ja vaikuttaa samalla tavalla ilmarversoisiin ja uposkasveihin. Lisäksi osa kasviyhteisöjen lajikoostumuksen virhevaihtelusta voi liittyä otantavirheisiin, joita aiheuttavat lajintunnistuksen taso, otantapaikkojen valinta ja otannan ajankohta. Esimerkiksi peittävyys havaintotarkkuus on ihmisellä 10 %, mutta mittausvirhe voi aiheuttaa 25 % epätarkkuutta (Elzinga ym. 2001). Järven pohjan nuhjaantuminen kasvukauden edetessä lisää epätarkkuutta, sillä pohjaan laskeutuva aines peittää kasvien pohjaruusuksia.

Käytin tässä tutkielmassa trofiaindeksejä kuvaamaan kuormitettujen lahtien ja vertailulahtien välisiä ravinteisuseroja. Trofiaindikaattorilajien ilmentävyysluokittelu

aiemmissa tutkimuksissa perustuu kokonaisfosforin mittauksiin. Trofiaindeksit mukailivat ennalta asettamaani kuormitusluokitusta suurimmalta osin, mikä tukee käsitystä, että rehevöitymistä on peltojen yhteydessä olevissa lahdissa.

4.2 Tutkimuspaikkojen kuormitus trofiaindeksin valossa

Tutkimuspaikoista trofiaindeksin perusteella kuormittuneimpia olivat lahdet 18 ja 23, jotka sijaitsevat alle 200 metrin etäisyydellä pellostä. Vesisammalista keskiravinteisuutta ilmentävä järvikuirisammal (*Calliergon megalophyllum*) ja keski-runsasravinteisuutta ilmentävä upossirppisammal (*Drepanocladus sordidus*) löytyivät molemmista. Nämä lahdet olivat myös silminnähten kaikkein rehevimät. Putkilokasvien lajimäärä oli kummassakin paikassa aineiston keskitasoa. Koska vesisammalet taantuisivat voimakkaan rehevöitymisen vaikutuksesta (Ulvinen ym. 2002), eteläisen Suvasveden kuormittuneimpiin lahtiin ei kohdistu voimakasta kuormitusta.

Etäimpänä pelloista (> 600 m) sijaitsevat lahdet eivät heijastaneet johdonmukaisesti kuormitusluokkia trofiaindeksin perusteella. Neljäsosa kuormitetuiksi luokittelemistani lahdista saattoi trofiaindeksin mukaan ilmentää yhtä hyvin vertailulahtea kuin kuormitettua lahtea. Yllättäen lähimpänä peltoa sijaitseva lahti 8 oli trofiaindeksiltään neutraali. Kenties kuormituksen pulssimainen häiriöluonne tulee esiin näin lähellä rantaa verrattuna jatkuvaan häiriöön paikoissa, joissa pellot ovat kauempana rannasta. Myös kiintoaineen kulkeutuminen voi vaikuttaa näin lähellä rantaa. Tutkimuspaikkojen alkuperäinen valinta ja kuormitusluokittelu kartta-aineiston perusteella onnistui vaillinaisesti. Ravinnekuormitustilanne tutkimuspaikoissa kannattaakin jatkossa tarkistaa vesikasvillisuuden perusteella laskettujen trofiaindeksien mukaan. Maatalouden kuormitusta järvessä ei myöskään ole odotettavissa, mikäli pellot ovat liian kaukana rannasta. Mahdollisesti häiriön luonne voi muuttaa kuormituksen vaikutusta järvikasvillisuuteen.

Trofiaindeksin ja kuormitusluokituksen kesken ristiriitaisimmille lahdille 13, 14, 15 yhteistä ovat koko aineistoon nähden poikkeavat kirjaukset rantakasvillisuudessa:

13: ainoat kirjaukset halavasta, peltokortteesta ja hoikkaröllistä

14: runsaasti keskiravinteisissa paikoissa viihtyvää rentukkaa

15: ainoat kirjaukset nuokkotalvikista, soreahiirenportaasta ja metsäimarteesta

Nämä rannat saattavat poiketa muillakin tavoin muista tutkimusalueen rannoista. Esimerkiksi lahdessa 13 pH oli vain 6,2. Lahden 14 valuma-alueella oli kapea kannas, jonka takana oli toinen lahti (kuva 1). Lahdessa 15 väistin mökkirantaa ja saatoin suorittaa otannon liian kaukana pellon vaikutuksesta.

Aineiston eteläisin lahti 10 oli erikoinen siten, että olin valinnut sen kuormitetuksi lahdeksi valuma-alueella sijaitsevan pellon perusteella, mutta trofiaindeksi viittasi enemmän vertailulahteen. Rantasammalten lajimäärä oli suuri (12). Vesisammalista paikalta löytyi aineiston ainut lettolierosammal (*Scorpidium scorpioides*), joka on niukka-keskiravinteisuutta ilmentävä laji (Leka ym. 2008).

4.3 Kuormituksen vaikutus eteläisen Suvasveden lajistoon

Sekä suuret vähähumuksiset järvet että pienet ja keskisuuret vähähumuksiset järvet ovat silmällä pidettäviä luontotyyppejä Etelä-Suomessa (Kontula & Raunio 2018b). Eteläisen Suvasveden järviluontotyyppi vaihtuu pienten ja keskikokoisten vähähumuksisten järvien ja suurten vähähumuksisten järvien välimaastoon, sillä alueelta löytyivät pullosara (*Carex rostrata*) ja jouhisara (*Carex lasiocarpa*), jotka mainitaan vain pienten ja keskisuurten vähähumuksisten järvien luontotyyppissä (Kontula & Raunio 2018b). Rantaluontotyypit kuvataan yleensä avoimina rantoina (Kontula & Raunio 2018b), ja järvenlahdet ovat rantaluontotyyppien suojaisia rantoja. Suurissa niukkaravinteisissä järvissä matalan rannan kasvillisuusranta (Holopainen 2004) on leveä vain suojaisissa lahdissa.

Mikäli suojaisilla rannoilla olisi omat tyyppilajinsa, eteläisellä Suvasvedellä niitä olisivat järvikorte (*Equisetum fluviatile*) ja isoulpukka (*Nuphar lutea*). Kelluslehtisen tyyppilajin, isoulpukan, runsauden vaihtelu ei osoittanut rehevöitymistä tässä tutkielmassa.

Leveäosmankäämi (*Typha latifolia*) on rehevöitymisestä hyötyvä laji (Kurimo 1970). Koska eteläisellä Suvasvedellä leveäosmankäämi ei ole levittäytynyt pelto-ojista järveen, metayhteisöteorian mukaan sen selviytymistä järvessä suodattavat paikallistason ympäristötekijät, kuten järven niukkaravinteisuus. Leveäosmankäämi on myös piisamin suosituin ravintokasvi (Lammi ym. 1999). Jos aluetasolla kasvinsyönti on symmetristä rehevöitymisen kanssa mutta epäsymmetristä paikallistasolla, kenties leveäosmankäämin leviämistä järveen säätelee myös kasvinsyönti litoraalissa. Lammin ym. (1999) mukaan

piisamin esiintyminen karuissa järvissä on noin yksi piisami kilometrillä rantaviivaa, ja merkittävää vaikutusta kasvillisuuteen on vain tiheillä piisamikannoilla. Näin ollen kasvinsyönti tuskin estää näkemästä maatalouden kuormituksen vaikutusta järvikasvillisuuteen eteläisellä Suvasvedellä.

Kalliola (1973) luetteli kilpailullisesti heikkoja kasveja, jotka ammoin hyötyivät rantojen laidunnuksesta karjan syödessä järviruokoa (*Phragmites australis*) ja talloessa uistinvitaa (*Potamogeton natans*) ja vesitatarta (*Persicaria amphibia*). Kilpailun vähenemisestä hyötyivät tuolloin ratamosarpio (*Alisma plantago-aquatica*), rantaluikka (*Eleocharis palustris*), äimäruoho (*Subularia aquatica*) ja hapsiluikka (*Eleocharis acicularis*). Kasviyhteisöjen lajisto ja runsaussuhteet siis muuttuivat häiriön vaikutuksesta. Kilpailullisesti heikkoja kasveja on metayhteisössä, vaikkei niitä esiinny joka paikassa. Laidunnuksesta aikoinaan hyötäneet ratamosarpio ja rantaluikka esiintyvät eteläisellä Suvasvedellä kenties nykyisin vähäisinä, koska ympäristössä ei ole ollut laidunnuksen veroista häiriötä. Ratamosarpio esiintyi tutkielman aineistossa ainoastaan peltojen yhteydessä olevissa lahdissa: etäisyys pellostä oli näissä lahdissa sekä aineiston pienin että suurin (kuva 2). Kenties dynaamisen tasapainon mallin mukaisesti matalan tuottavuuden ympäristössä vähäinen maatalouden kuormitus häiriönä riittää vähentämään kilpailua ja tuomaan ratamosarpion kasvupaikalle.

Eteläisen Suvasveden lajisto vuonna 2021 eroaa pohjoisen Suvasveden lajistosta vuonna 2000 (Hellsten ym. 2002) siten, että etelässä lajeja on vähemmän: esimerkiksi raania (*Littorella uniflora*) ja äimäruohoa (*Subularia aquatica*) en havainnut järven eteläosassa lainkaan. Pohjoisen Suvasveden metayhteisön perusteella äimäruohon (*Subularia aquatica*) ja raanin (*Littorella uniflora*) olisi voinut odottaa esiintyvän eteläisellä Suvasvedellä. On mahdollista, etten vain tunnistanut näitä amfibiontteja lajeja. Raani ja äimäruoho sekoituvat helposti muun kasvillisuuden joukkoon, eivätkä ne vielä kukkineet heinäkuussa, koska ne kukkivat vasta ulottuessaan vedenpinnan yläpuolelle. On myös mahdollista, että nämä lajit esiintyvät avoimemmilla rannoilla eivätkä tutkimuspaikkojen kaltaisissa kaikkein rehevöitymisherkkimmissä järvenlahdissa. Äimäruoho ilmentää niukkaravinteisuutta, ja raani ilmentää niukka–keskiravinteisuutta (Leka ym. 2008).

Lajistojen samankaltaisuutta järven pohjois- ja eteläosien välillä selittää hydrologinen kytkeytyvyys, joka valuma-alueen hydromorfologisena alueellisena ominaisuutena mahdollistaa vesikasvien leviämisen vesiteitse seisovassa vesialtaassa. Lajistojen erilaisuutta

puolestaan selittää valuma-alueen hierarkia: diversiteetti kasvaa valuma-alueen latvaosista (eteläinen Suvasvesi) alaosien (pohjoinen Suvasvesi) suuntaan. Vaikka eteläisessä järvenosassa lajeja on kokonaisuudessaan vähemmän, siellä esiintyi 5 sellaista saralajia, joista ei ollut kirjausta järven pohjoisosassa: vesisara (*Carex aquatilis*), pullosara (*Carex rostrata*), jouhisara (*Carex lasiocarpa*), piukkasara (*Carex elata*) ja hirssisara (*Carex panicea*).

Eteläisen Suvasveden rantakasvillisuus ilmentää keskiravinteista habitaattia (Leka ym. 2008): esimerkiksi yleisimmistä lajeista viiltosara (*Carex acuta*) ja luhtasara (*Carex vesicaria*) ovat keski–runsaaravinteisen kasvupaikan lajeja. Rantakukka (*Lythrum salicaria*) ja rentukka (*Caltha palustris*) ovat keskiravinteisten paikkojen lajeja (Leka ym. 2008). Piukkasara (*Carex elata*) ja jouhisara (*Carex lasiocarpa*) ilmentävät niukka–keskiravinteisuutta. Myös yleisimmät rantasammalet ilmentävät ravinteisia paikkoja. Puutellisesti tunnetuista maksasammalista siiransammalia (*Nardia*) ja rahtusammalia (*Cephaloziella*) löytyi eteläisen Suvasveden rantakasvillisuudesta paikoista, jotka eivät olleet selvästi maatalouden kuormittamia.

Vesisammalten esiintyminen vaikuttaa niukalta eteläisellä Suvasvedellä ja painottuvan kuormittuneimpiin lahtiin. Vesisammalten indikaatioarvoa tukee niiden löytyminen upoksista ainoastaan lahdistä, jotka ovat yhteydessä peltoihin. Lampisirppisammal (*Sarmentypnum trichophyllum*), joka on aineiston ainoa niukkaravinteisuutta ilmentävä vesisammal (Leka ym. 2008), löytyi sekä kuormitetusta lahdesta 11 upoksista että vertailulahden 9 rantakasvillisuudesta. Vaikka vesisammalet tuottavat runsaasti itiöitä, niiden itiöistä hyvin pieni osa löytää sopivan kasvupaikan (Koponen ym. 1995). Vesisammalten suvullista levittäytymistä rajoittaa siis ympäristön paikallinen suodatusvaikutus. Kasvullisesti ne saattavat kuitenkin levitä esimerkiksi vesilintujen mukana.

Rantasammalet puuttuivat länsirannan paikoilta 18 ja 19 (liite 3), joissa pellot olivat lähellä rantaa. Dynaamisen mallin mukaan niukkaravinteisessa ympäristössä lajimäärä kasvaa ravinnekuormituksen ollessa lievää ja vähenee ravinnekuormituksen ollessa voimakasta. Koska lahti 18 oli trofiaindeksiltään aineiston toiseksi rehevin, voi rantasammalten puuttuminen viitata voimakkaaseen rehevöitymiseen rantakasvillisuudessa. Upoksissa kuitenkin vesisammalia esiintyi, mikä ei puolla voimakasta rehevöitymistä järvessä asti.

4.4 Otanta boreaalisessa niukkaravinteisessa järvessä

Kasvillisuuden vyöhykkeisyyden vuoksi syvyyksittäinen lajijaikeiston keruu osoittautui mielekkääksi niukkaravinteisen järven tutkimuksessa. Kasvillisuuden runsauseroa kuorituksen suhteen näkyi kokonaispeittävyudessa puolen metrin syvyydessä (kuva 8), josta tässä tutkielmassa en sitä laskennallisesti kyennyt osoittamaan. Syvyyksittäinen aineisto on kolmiulotteinen (läsnäolo, peittävyys, syvyys), siinä missä pelkkä lajidi-versiteettiaineisto on kaksiulotteinen (läsnäolo, peittävyys).

Pohjois-Savon eliömaakunnassa, Etelä-Suomen pohjoisimmassa osassa, heinäkuu vastaa monien kasvilajien osalta yhä aikaista kasvukautta. Suomen puutteellisesti tunnettujen maksasammalten lajinmääritykseen, joka perustuu sukusolupesäkkeistöissä ja niitä suojaavissa rakenteissa oleviin eroihin (Ryömä ym. 2013), tarvittaisiin täysikasvuisempia gametofyyttejä ja periantteja. Erityisesti maksasammalten öljykappaleiden havaitsemiseksi olisi myös tarpeellista mikroskopoida näytteet tuoreeltaan. Toistaiseksi eteläisen Suvasveden rannoilta kykenin tunnistamaan maksasammalista suvulleen ainakin korvasammalten, rahtusammalten ja siiransammalten läsnäolon.

Heinäkuun alussa pohjakasvillisuus näkyi paremmin kuin loppukuusta, jota kohden kasvillisuuden pinta peittyi hiljalleen päällystävään ja vesipatsaassa eläneiden ja kuolleiden eliöiden hajoamistuotteisiin. Esimerkiksi hapsiluikan (*Eleocharis acicularis*) muodostama matto näkyi parhaiten heinäkuun alussa. Sen sijaan vesisherne (*Utricularia* sp.) kukkii vasta heinäkuun jälkeen. Palpakot (*Sparganium* sp.) aloittivat kukintaansa heinäkuun loppupuolella. Sarat (*Carex* sp.) ovat useimmiten myös keskenkasvuisia ainakin heinäkuun alkupuolella. Vesirajassa kasvavat putkilokasvit, jotka siirtyvät kasvukauden aikana veden alta kuivalle maalle, kukkivat vasta versojen ulottuttua vedenpinnan yläpuolelle, kuten rantaleinikki (*Ranunculus reptans*). Samasta syystä raani (*Littorella uniflora*) ja äimäruoho (*Subularia aquatica*) voivat jäädä huomaamatta keskikesän kasvuvaiheessa, jolloin ne eivät vielä kuki. Nuottaruohon (*Lobelia dortmanna*) peittävyys perustui usein kasvuvaiheeseen, jossa vasta pohjaruusuksia näkyi pohjassa. Myöhemmin kasvukaudella myös nuottaruohon peittävyys olisi tullut selvemmin esiin. Lajintunnistuksen jääminen sukutasolle voi heikentää trofiaindeksien laskentaa, sillä esimerkiksi jotkin palpakkolajit indikoivat rehevöitymistä ja toiset niukkaravinteisuutta (Leka ym. 2008).

Lajien kasvutapa voi olla laikuittainen tai lajien sijainti voi olla hajanainen. Otannassa olisi syytä huomioida tutkimuspaikan mosaiikkisuus ja heterogeenisyys, jolloin eri lajeja voisi etsiä lohkoista: edustavan kasvuston lisäksi myös kasvillisuusrannan reunoilta ja lahden pohjukasta läheltä puron suuta. Syvyysluokkien sisäisiä lohkoja voisivat jatkokutkimuksissa olla esimerkiksi kova ja pehmeä pohja, mikä pakottaisi keräämään aineistoa sekä läheltä lahden pohjukkaa että lahden reunamilta.

Elomuodosta riippuen voi olla järkevää mitata eri lajien runsautta eri tavoin. Ilmaversoisten järvikortteen ja järviruo'on runsausmittaukseen voisi soveltua tiheyden mittaaminen. Lahnaruohojen mittaamiseen voisi sopia yksilöiden elinvoimaisuuden laskeminen lehtien määrän mukaan (Vöge 2014).

Mäkirinta (1978) käytti 25 m² näytealoja vesikasvitutkimuksissaan, mikä vaikuttaa sopivalta mittakaavalta vesikasvien kokoon nähden. Vesikasvien suuren koon vuoksi tässä tutkimuksessa käytetty 1 m²:n kasviruutu sopi ainoastaan peittävyiden arviointiin visuaalisen tulkinnan kehyksenä prosentuaalisen peittävyiden arvioinnissa kunkin lajin runsaimmasta kohdasta kultakin syvyydeltä. Keskimäärin syvyyksittäin kasvillisuuden kokonaispeittävyys oli noin puolet kasviruudusta (51 %). Lajikohtaisen peittävyiden mittaamiseen 1 m²:n ruutu on riittävä, koska niukkaravinteisessa järvessä harvoin on neliömetrin vesipintaa, jolla olisi 100 %:n peittävyttä. Kasviruudun sijoittaminen upottavapohjaiseen rantaan on kuitenkin hankalaa, joten tässä tutkielmassa kirjatut rantakasvilajit ovat rannoista, joihin ihminen pääsee katsomaan. Rannassa lähellä vesirajaa esiintyy usein saraikon juuripaakkuja, jotka ulottuvat vedenpinnan alta kymmeniä senttimetrejä vedenpinnan yläpuolelle, ja niiden ympärillä on vedenalaista pohjaa. Näissä kohdin pienen 1 m²:n kasviruudun asettaminen verrattain suureen sarapaakkuun tuottaa hankaluuksia, sillä eri paakuissa voi kasvaa eri saralajeja, jolloin pelkästään kasviruudun asettaminen määrää, mitä lajia kirjataan aineistoon. Myös syvyyden arvioiminen vaikeutuu juuripaakkuisessa saraikossa, koska paakku on sekä vesirajan yläpuolella että upoksissa.

Vesisammalia olisi järkevintä etsiä vesikasviharalla, jonka käyttö helpottaa otantaa näkyvyyden heiketessä. Etenkin järvikaislasarekkeiden läheltä löytyi vesisammalia 1–1,5 metrin syvyydestä, mutta järvikaislaskasvustot jäivät otannan ulkopuolelle tässä tutkielmassa, sillä ne eivät sijainneet edustavissa paikoissa muuhun kasvillisuuteen nähden. Vesisammalia olisi myös suotavaa etsiä kasvillisuusrannan ulkopuolelta, sillä pienten ja keskisuurten vähähumuksisten järvien syvänealueiden pohjaeläimistö edustaa usein

keskiravinteisuutta (Kontula & Raunio 2018b). Verrattuna putkilokasveihin ja suurleviin sammalten vaste ympäristötekijöiden vaikutukseen on aivan erilainen, sillä ilmasto ei vaikuta suoraan sammalten esiintymiseen, ja sammalten maksimisyvyys kasvaa lineaarisesti näkösyvyyden suhteen (Middelboe & Markager 1997). Niukkaravinteisissa järvissä sammatet voivat olla syvimmällä esiintyviä kasveja. Vesisammalten esiintymissyvyys on oletettavasti näkösyvyyden alueella. Maastokauden alussa Secchi-näkövyys oli yli 4 m: vesisammalia voi siis esiintyä tällä syvyydellä Suvasvedellä.

Näkösyvyys järvenselällä Secchi-levyllä mitattuna heikkeni heinäkuun aikana huomattavasti. Näkösyvyys saattoi vaikuttaa lajiaineiston keruuseen, sillä syvimpien kasvupaikkojen havainnointi vaikeutui tutkimusaikana. Näkösyvyyden merkitys tässä tutkimuksessa on ainoastaan otannan laadunarviointi. Mikäli vesikasvillisuuden kasvussyvyyteen vaikuttavaa yleistä näkösyvyyttä haluttaisiin mitata (Middelboe & Markager 1997), mitaus on syytä suorittaa keväällä, sillä talvella näkösyvyys on suurimmillaan (Kettunen ym. 2008). Otannan ajoittaminen myöhäisempään kasvukauteen tuskin kuitenkaan parantaa näkösyvyyttä, sillä ilman keskilämpötila ei ollut yhteydessä näkösyvyyteen, eikä näkösyvyyden voi siten odottaa kasvavan lämpötilan viiletessä.

4.5 Suvasvesi osana Järvi-Suomea

Natura 2000 -raportin mukaan Suvasvesi on järvityyppinä ruokojärvi (Ympäristöministeriö 2013), mikä perustune avointen rantojen kapeisiin kasvillisuusrantoihin ja Mariston järviluokituksen perintöön. Eteläisen Suvasveden lahtia tutkittaessa järviruokoa yleisempiä lajeja ovat kuitenkin järvikorte (*Equisetum fluviatile*) ja nuottaruoho (*Lobelia dortmanna*). Mariston (1941) luokituksessa *Equisetum*-tyypin kortejärvi tai *Equisetum-Phragmites*-tyypin korte–ruokojärvi kuvailisi eteläistä Suvasvettä paremmin, sillä kaikki niukkaravinteisen järven päätyyppejä ilmentävät valtalajit ovat läsnä. Myös vuonna 2000 pohjoisella Suvasvedellä järvikorte ja nuottaruoho olivat yleisempiä kuin järviruoko. *Equisetum-Phragmites-Lobelia*-tyypin korte–ruoko–nuottaruohojärvi kuvailisi Suvasveden järvityyppiä lahtineen tarkemmin kuin pelkkä ruokojärvi. Suurissa vähähumuksissa järvissä järven eri osissa kasvillisuus voi vaihdella juurikin edellä kuvatulla tavalla (Kontula & Raunio 2018b).

Suvasveden koko järven lajimäärä on suurempi kuin kummankaan sen osan lajimäärä yksinään, mikä tukee käsitystä siitä, että kokonaislajimäärä kasvaa järven koon ja ranta-viivan monimutkaisuuden kasvaessa (Elo ym. 2018). Lajimäärä noudattaa gradienttia, jossa diversiteetti on pienimmillään valuma-alueen latvaosissa ja kasvaa alaosien suuntaan ympäristötekijöiden ja kasvilajien leviämisseuran yhdysvaikutuksesta (Lindholm ym. 2020). Eteläisen ja pohjoisen Suvasveden lajilistat eivät kuitenkaan ole täysin vertailukelpoiset, sillä aineistot on kerätty eri tavoin. Aluetasolla Suvasveden eteläosassa esiintyy monia rehevöitymiselle herkkiä lajeja, mutta kuormitusta sietäviä lajeja on vain yksi, mikä osoittaa järven olevan yhä niukkaravinteinen. Indifferenttejä vesikasveja oli saman verran kuin niukkaravinteisuutta ilmentäviä vesikasveja. Suvasvedellä maatalouden kuormituksen lievä vaikutus voi enteillä rehevöitymisen alkuvaihetta (Qin ym. 2013).

Makrofyyttien läsnäololla on ekologista merkitystä akvaattisessa ympäristössä: ne muodostavat elinympäristöjä eläimille, hillitsevät maaperän ja pohjasedimenttien eroosiota, vähentävät leväkukintoja ja pitävät veden kirkkaampana (Dodds & Whiles 2020); makrofyyttien poistaminen vesistöstä voi johtaa leväkukintoihin tai muuttaa kalalajistoa planktoninsyöjiä suosivaksi. Kuormitusta sietävän kiehkuraärviän esiintyminen harvakseltaan Suvasvedellä voi sekä viitata kuormitukseen että puskuroida maatalouden kuormituksen vaikutusta järveen.

Vaikka vesikasvillisuus osoitti vain vähäistä maatalouden kuormituksen vaikutusta niukkaravinteisessa järvessä, muiden eliöryhmien tutkimus voi tarkentaa tietoa. Suvasveden pohjoisosassa vuonna 2000 kerätyn kasvillisuusaineiston joukossa oli järvisientä kolmasosassa tutkimuspaikoista (Hellsten ym. 2002). Vuonna 2021 järvisieni (*Spongilla lacustris*) esiintyy jotakuinkin kaikissa eteläisen Suvasveden lahdissa ja myös avoimilla rannoilla, selkeimmin järviruo'on varsilla mutta kaikilla kasvualustoilla. Vaikkei järvisieni varsinaisesti kuulu kasvitieteelliseen tutkimukseen, se on silmiinpistävä eläin, ja havainnot siitä Suvasvedellä voivat viitata spatiaaliseen tai temporaaliseen muutokseen.

Maatalouden kuormitus pyrkii hiipimään järveen rehevöitymisherkimpien lahtien kautta ekologiselta tilaltaan luonnontilaista muistuttavassa järvessä. Tämä tutkielma tukee käsitystä niukkaravinteisten boreaalisen järvien vastustuskyvystä kohtalaiselle ihmistoiminnan vaikutukselle (Lindholm 2021). Ainakin harvaanasutulla maaseudulla Järvi-Suomessa kuormitus vaikuttaa vähäiseltä. Suvasvesi lähellä latva-alueita ei näytä kuormittavan Vuoksen valuma-aluetta sen alaosien suuntaan. Toistaiseksi eniten eteläisen

Suvasveden kasviyhteisöihin vaikuttivat luonnolliset syyt, kuten tässä tutkielmassa syvyys, joka kuvasi kasviyhteisön vyöhykkeisyyttä. Jatkossa järvien vesikasvillisuustutkimuksissa syvyysulottuvuus on hyödyllistä sisällyttää tutkimusmalleihin. Koska Suvasvesi on ekologiselta tilaltaan erinomaiseksi luokiteltu järvi, tutkielmani perusteella Suomen luonnontilaisia muistuttaviin järviin kohdistuu ihmisvaikutusta. Tämä tukee käsitystä, että koskemattomat luonnontilaiset järvet ovat harvinaisia maailmassa (Smith ym. 2006).

5 Kiitokset

Suurkiitokset seuraaville tahoille, joiden ansiosta kykenin toteuttamaan itseäni eniten motivoivan tutkimuksen. Maastotyön ja aineiston keruun Suvasvedellä vuonna 2021 mahdollistivat Societas Pro Fauna et Flora Fennican myöntämä apuraha ja Suomen Biologian Seura Vanamon myöntämä apuraha. Kiitokseni korvaamattoman arvokkaasta opetuksesta, suunnittelusta ja ohjauksesta pro gradu -ohjaajilleni: Sammalten tunnistamisessa Turun yliopiston kasvimuseossa minua ohjasi Sanna Huttunen. Aineiston analysoinnissa minua ohjasi Satu Ramula. Kiitokset maastoavusta soutajalleni ja äidilleni, Sisko Metsolle. Tarvikkeiden kuljetuksesta kiitokset Jukka Koivistolle.

6 Lähteet

Alahuhta J, Kanninen A, Hellsten S, Vuori K-M, Kuoppala M & Hämäläinen H (2014) Variable response of functional macrophyte groups to lake characteristics, land use, and space: implications for bioassessment. *Hydrobiologia* 737:201–214.

DOI: 10.1007/s10750-013-1722-3

Alahuhta J (2015) Geographic patterns of lake macrophyte communities and species richness at regional scale. *Journal of vegetation science* 26:564–575.

DOI: 10.1111/jvs.12261

Bates D, Maechler M, Bolker B & Walker S (2015). Fitting linear mixed-effects models using lme4. *Journal of statistical software* 67(1):1–48. DOI:10.18637/jss.v067.i01

Damsholt K (2002) Illustrated flora of nordic liverworts and hornworts. Nordic bryological society. Lund.

Dodds WK & Whiles MR (2020) Freshwater ecology: Concepts and environmental applications of limnology. Academic press. London.

Ekholm M (1993) Suomen vesistöalueet. Vesi- ja ympäristöhallinnon julkaisuja: sarja A. Vesi- ja ympäristöhallitus. Helsinki.

Elo M, Alahuhta J, Kanninen A, Meissner KK, Seppälä K & Mönkkönen M (2018) Environmental characteristics and anthropogenic impact jointly modify aquatic macrophyte species diversity. *Frontiers in plant science* 9:1001.
DOI: 10.3389/fpls.2018.01001

Elzinga CL, Salzer DW & Willoughby JW (2001) Measuring and monitoring plant populations. Bureau of land management. <http://msuinvasiveplants.org/documents/archives_cism/BLM_Measuring_and_monitoring.pdf> [Luettu 20.5.2022]

Engstrom DR, Fritz SC, Almendinger JE & Juggins S (2000) Chemical and biological trends during lake evolution in recently deglaciated terrain. *Nature* 408:161–166.
DOI: 10.1038/35041500

Geologian tutkimuskeskus (= GTK) (2021a) Maankamara. Maaperän kerrostiedot 1972–2007. <<http://www.gtkdata.gtk.fi/maankamara>> [Luettu 31.5.2021]

Geologian tutkimuskeskus (= GTK) (2021b) Maalajien ominaisuuden ja soveltuvuus erilaisiin käyttötarkoituksiin. Geologian tutkimuskeskus. Tutkimusaineistot. <<http://weppi.gtk.fi/aineistot/mp-opas/kuvat/maalajiominaisuudet.pdf>> [Luettu 31.5.2021]

Hallingbäck T, Lönnell N & Weibull H (2008) Nationalnyckeln till Sveriges flora och fauna. Kompaktmossor–kapmossor: Bryophyta: Anoectangium–Orthodontium: AJ 24–36. Artdatabanken. Sveriges lantbruksuniversitet. Uppsala.

Hedenäs L & Hallingbäck T (2014) Nationalnyckeln till Sveriges flora och fauna. Skirmossor–baronmossor: Bryophyta: Hookeria–Anomodon: AJ 37–57. Artdatabanken. Sveriges lantbruksuniversitet. Uppsala.

Hellsten S, Partanen S, Visuri M, Riihimäki J, Björnström T & Keto A (2002) Vedenkorkeuden säännöstelyn vaikutus Kallaveden ja Unnukan rantavyöhykkeeseen ja elinympäristöihin. Kallavesi-Unnukan säännöstelyn kehittämisselvitys. Pohjois-Savon ympäristökeskus. Kuopio.

Holopainen I (2004) Luontotyytit järvissä ja lammissa. Teoksessa: Walls M & Rönkä M (toim.) *Veden varassa: Suomen vesiluonnon monimuotoisuus*, s. 35–38. Edita. Helsinki.

Holopainen I & Karjalainen H (2004) Järvien rakenne ja toiminta. Teoksessa: Walls M & Rönkä M (toim.) *Veden varassa: Suomen vesiluonnon monimuotoisuus*, s. 30–35. Edita. Helsinki.

Huttunen I, Huttunen M, Piirainen V, Korppoo M, Lepistö A, Räike A, Tattari S & Vehviläinen B (2016) A national-scale nutrient loading model for Finnish watershed – VEMALA. *Environmental modeling & assessment* 21:83–109. DOI: 10.1007/s10666-015-9470-6

Hämet-Ahti L (toim.) 1998. Retkeilykasvio. 4. painos. Luonnontieteellinen keskusmuseo. Kasvimuseo. Helsinki.

Johnson RK & Toprak V (2021) Local habitat is a strong determinant of spatial and temporal patterns of macrophyte diversity and composition in boreal lakes. *Freshwater biology* 66:1490–1501. DOI: 10.1111/fwb.13733

Kairesalo T & Hartikainen H (2004) Maa- ja vesiekosysteemien rajapinnat. Teoksessa: Walls M & Rönkä M (toim.) *Veden varassa: Suomen vesiluonnon monimuotoisuus*, s. 60–62. Edita. Helsinki.

Kalliola R (1973) Suomen kasvimaantiede. WSOY. Porvoo.

Kanninen A, Hellsten S, Hämäläinen H (2013) Comparing stressor-specific indices and general measures of taxonomic composition for assessing the status of boreal lacustrine macrophyte communities. *Ecological indicators* 27:29–43.

Karjalainen A, Siimes K, Leppänen MT & Mannio J (2014) Maa- ja metsätalouden kuormittamien pintavesien haitta-aineseuranta Suomessa. Seurannan tulokset 2007–2012. Suomen ympäristökeskuksen raportteja 38. Suomen ympäristökeskus.

Karjalainen H (2004a) Järven kasvillisuusrannat elinympäristönä. Teoksessa: Walls M & Rönkä M (toim.) *Veden varassa: Suomen vesiluonnon monimuotoisuus*, s.63–65. Edita. Helsinki.

Karjalainen H (2004b) Järven pohjan elämää. Teoksessa: Walls M & Rönkä M (toim.) *Veden varassa: Suomen vesiluonnon monimuotoisuus*, s.39–43. Edita. Helsinki.

Kettunen I, Mäkelä A & Heinonen P (2008) Vesistötietoa näytteenottajille. Suomen ympäristökeskus. Edita.

Kieta KA, Owens PN, Lobb DA, Vanrobaeys JA & Flaten DA (2018) Phosphorous dynamics in vegetated buffer strips in cold climates: a review. *Environmental reviews* 26:255–272. DOI: 10.1139/er-2017-0077

Kolari T, Saarinen K, Jantunen J & Vitikainen T (2017) Eteläisen Saimaan rantakasvillisuus: muutoksia 1950-luvulta tähän päivään. Etelä-Karjalan allergia- ja ympäristöinstituutti. Imatra.

Kontula T & Raunio A (toim.) 2018a. Suomen luontotyyppien uhanalaisuus 2018. Luontotyyppien punainen kirja. Osa 1: tulokset ja arvioinnin perusteet. Suomen ympäristö 5/2018. Suomen ympäristökeskus ja Ympäristöministeriö.

Kontula T & Raunio A (toim.) 2018b. Suomen luontotyyppien uhanalaisuus 2018. Luontotyyppien punainen kirja. Osa 2: luontotyyppien kuvaukset. Suomen ympäristö 5/2018. Suomen ympäristökeskus ja Ympäristöministeriö.

Koponen T, Karttunen K & Piippo S (1995) Suomen vesisammalkasvio. Bryobrot-hera 3. Helsinki.

Kuoppala M, Hellsten S & Kanninen A (2008) Sisävesien vesikasviseurantojen laadunvarmennus. Suomen ympäristö 36. Suomen ympäristökeskus.

Kurimo U (1970) Effect of pollution on the aquatic macroflora of the Varkaus area, Finnish lake district. *Annales botanici fennici* 7:213–254.

Lacoul P & Freedman B (2006) Environmental influences on aquatic plants in freshwater ecosystems. *Environmental reviews* 14:89–136. DOI:10.1139/A06-001

Lammi E, Soppela K & Venetvaara J (1999) Päijänteen säännöstelyn kehittäminen. Säännöstelyn vaikutus loppilintujen ja kuikan pesintään sekä piisamiin Päijänteellä. Suomen ympäristökeskus.

Leibold MA, Holyoak M, Mouquet N, Amarasekare P, Chase JM, Hoopes MF, Holt RD, Shurin JB, Law R, Tilman D, Loreau M & Gonzalez A (2004) The metacommunity concept: a framework for multi-scale community ecology. *Ecology letters* 7:601–613. DOI:10.1111/j.1461-0248.2004.00608.x

Leka J, Toivonen H, Leikola N & Hellsten S (2008) Vesikasvit Suomen järvien tilan ilmentäjinä. Suomen ympäristökeskus. Helsinki.

Lindholm M (2021) Spatial and temporal trends in different dimensions of macrophyte biodiversity in boreal lakes. *Nordia geographical publications* 50:1–63. DOI: 10.30671/nordia.102746

Lindholm M, Alahuhta J, Heino J & Toivonen H (2020) No biotic homogenization across decades but consistent effects of landscape position and pH on macrophyte communities in boreal lakes. *Ecography* 43:294–305. DOI: 10.1111/ecog.04757

Lönnell N & Hallingbäck T (2019) Nationalnyckeln till Sveriges flora och fauna. Bladmossor: Vitmossor–knappnålmossor: Bryophyta: Sphagnum–Tetradontium: AJ 1–5. Artdatabanken. Sveriges lantbruksuniversitet. Uppsala.

Maristo L (1941) Die Seetypen Finnlands auf floristischer und vegetationsphysiognomischer Grundlage. *Annales botanici societatis Vanamo* 15(5):1–312.

Metso V (1936) Kasvistosta ja kasvillisuudesta eräissä Konneveden pitäjän pikkujärvissä. *Annales botanici societatis zoologicae-botanicae fennicae Vanamo* 8:1–35.

Middelboe AL & Markager S (1997) Depth limits and minimum light requirements of freshwater macrophytes. *Freshwater biology* 37:553–568. DOI: 10.1046/j.1365-2427.1997.00183.x

Mossberg B (2012) Suuri Pohjolan kasvio. 3. painos. Tammi. Helsinki.

Muotka T, Hyvärinen M & Siikamäki P (2004) Virtavesiekosysteemien rakenne ja toiminta. Teoksessa: Walls M & Rönkä M, *Veden varassa: Suomen vesiluonnon monimuotoisuus*, s. 44–46. Edita. Helsinki.

Mäkirinta U (1978) Die pflanzensoziologische gliederung der wasservegetation im see Kukkia, Südfinnland. Universität Oulu.

Oksanen J, Simpson GL, Blanchet FG, Kindt R, Legendre P, Minchin PR, O'Hara RB, Solymos P, MHH Stevens, Szoecs E, Wagner H, Barbour M, Bedward M, Bolker B, Borcard D, Carvalho G, Chirico M, De Caceres M, Durand S, Evangelista HBA, FitzJohn R, Friendly M, Furneaux B, Hannigan G, Hill MO, Lahti L, McGlinn D, Ouellette M-H, Cunha ER, Smith T, Stier A, Ter Braak CJF & Weedon J (2022) Vegan: Community ecology package. R package version 2.6-2.
<<https://CRAN.R-project.org/package=vegan>>

Partanen S (2007) Recent spatiotemporal changes and main determinants of aquatic macrophyte vegetation in large lakes in Finland. *Acta universitatis ouluensis. Oulun yliopisto*.

Qin B, Gao G, Zhu G, Zhang Y, Song Y, Tang X, Xu H & Deng J (2013) Lake eutrophication and its ecosystem response. *Chinese science bulletin* 58/9:961–970.
DOI: 10.1007/s11434-012-5560-x

R Core Team (2020). R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing. Vienna, Austria. <<https://www.R-project.org/>>

Rintanen T (1996) Changes in the flora and vegetation of 113 Finnish lakes during 40 years. *Annales Botanici Fennici* 33:101–133.

Ruokavirasto (2020) Peltolohkorekisteri <<https://kartta.paikkatietoikkuna.fi>> [Luettu 26.5.2021]

Ryömä R, Oldén A, He X & Laaka-Lindberg S (2013) Suomen puutteellisesti tunnetut maksasammalsuvut: siiransammalet *Nardia*, rahtusammalet *Cephaloziella* ja pihitisammalet *Cephalozia*. Suomen ympäristö 7. Suomen ympäristökeskus.

Simola H (1996) Pohjalieju kertoo järven ja sen ympäristön muutoksista. *Luonnon tutkija* 5:25–28.

Smith VH, Joye S & Howarth R (2006) Eutrophication of freshwater and marine ecosystems. *Limnology and Oceanography* 51:351–355.
DOI: 10.4319/lo.2006.51.1_part_2.0351

Suomen Lajitietokeskus (2022): Lajiluettelo 2021. Suomen Lajitietokeskus. Luonnon-tieteellinen keskusmuseo. Helsingin yliopisto.

Suomen ympäristökeskus (2021) Vesikartta 2012–2017. Ympäristöhallinnon verkkopalvelu. <https://www.ymparisto.fi/fi-FI/Vesi/Pintavesien_tila> [Luettu 23.2.2021]

Suomen ympäristökeskus (2020) Vesipuidedirektiivin mukaiset vesimuodostumat. VHS vesimuodostumat -paikkatietoaineisto. <<https://www.avoindata.fi/data/fi/dataset/vesipuidedirektiivin-mukaiset-vesimuodostumat>> [Luettu 8.12.2021]

Toivonen H & Rintanen T (1996) Isovesirikko häviää, kilpukka leviää – vesien kasvillisuus muuttuu. *Luonnon tutkija* 5:49–58.

Ulvinen T, Syrjänen K & Anttila S (2002) Suomen sammalet – levinneisyys, ekologia, uhanalaisuus. Suomen ympäristö 560. Suomen ympäristökeskus.

Vuori K-M, Mitikka S & Vuoristo H (toim.) (2009) Pintavesien ekologisen tilan luokittelu. Ympäristöhallinnon ohjeita 3. Suomen ympäristökeskus.

Vöge M (2014) Monitoring the vitality of *Isoëtes lacustris* by using a non-destructive method. *Limnological reviews* 14/3:153–158. DOI:10.1515/limre-2015-0005

Withers PJA, Neal C, Jarvie HP & Doodie DG (2014) Agriculture and eutrophication. Where do we go from here? *Sustainability* 6:5853–5875. DOI: 10.3390/su6095853

Ye B, Chu Z, Wu A, Hou Z, Wang S & Liu J (2018) Optimum water depth ranges of dominant submersed macrophytes in a natural freshwater lake. *PloS One* 13(3). DOI: 10.1371/journal.pone.0193176

Ympäristöministeriö (2021) Vesistöennusteet: Vuoksen vesistöalue – Kallavesi Itkonniemi. <<http://www2.ymparisto.fi/i2/04/1042721001y/wqfi.html>> [Luettu 17.6.2021]

Ympäristöministeriö (2013) Natura 2000: Suvasveden saaristot. Ympäristöhallinnon verkkopalvelu. <[http://www.ymparisto.fi/fi-FI/Luonto/Suojelualueet/Natura_2000_alueet/Suvasveden_saaristot\(6359\)](http://www.ymparisto.fi/fi-FI/Luonto/Suojelualueet/Natura_2000_alueet/Suvasveden_saaristot(6359))> [Luettu 31.5.2021]

7 Liitteet

Liite 1. Eteläisen Suvasveden putkilokasvit (79 kpl). Nimistö on Suomen lajitietokeskuk-
sen (2022) lajiluettelon mukainen.

<i>Agrostis clavata</i> (Trin.) hoikka-rölli	<i>Melampyrum pratense</i> (L.) kangasmaitikka
<i>Agrostis stolonifera</i> (L.) rönsyrölli	<i>Mentha arvensis</i> (L.) rantaminttu
<i>Alisma plantago-aquatica</i> (L.) ratamosarpio	<i>Molinia caerulea</i> (L.) siniheinä
<i>Alnus glutinosa</i> (L.) tervaleppä	<i>Myosotis laxa</i> (Lehm.) rantalemmikki
<i>Alnus incana</i> (L.) harmaaleppä	<i>Myrica gale</i> (L.) suomyrtti
<i>Athyrium filix-femina</i> (L.) soreahiirenporras	<i>Myriophyllum alterniflorum</i> (DC.) ruskoärviä
<i>Betula pendula</i> (Roth) rauduskoivu	<i>Myriophyllum verticillatum</i> (L.) kiehkuraärviä
<i>Calamagrostis canescens</i> (Roth) viitakastikka	<i>Nuphar lutea</i> (L.) isoulpukka
<i>Calamagrostis neglecta</i> (Ehrh.) luhtakastikka	<i>Nymphaea</i> sp. lumme
<i>Cicuta virosa</i> (L.) myrkkypeiso	<i>Orthilia secunda</i> (L.) nuokkotalvikki
<i>Callitriche</i> sp. vesitähti	<i>Peucedanum palustre</i> (L.) luhtasuoputki
<i>Caltha palustris</i> (L.) rentukka	<i>Phalaroides arundinacea</i> (L.) ruokohelpi
<i>Carex acuta</i> (L.) viiltosara	<i>Phragmites australis</i> (Cav.) järviruoko
<i>Carex aquatilis</i> (Wahlenb.) vesisara	<i>Pinus sylvestris</i> (L.) metsämänty
<i>Carex elata</i> (All.) piukkasara	<i>Persicaria amphibia</i> (L.) vesitatar
<i>Carex lasiocarpa</i> (Ehrh.) jouhisara	<i>Persicaria maculosa</i> (Gray) hanhentatar
<i>Carex nigra</i> (L.) jokapaikansara	<i>Potamogeton natans</i> (L.) uistinviita
<i>Carex panicea</i> (L.) hirssisara	<i>Potamogeton perfoliatus</i> (L.) ahvenviita
<i>Carex rostrata</i> (Stokes) pullosara	<i>Potentilla erecta</i> (L.) rätvänä
<i>Carex vesicaria</i> (L.) luhtasara	<i>Ranunculus schmalhauseni</i> (Luferv.) järvisätkin
<i>Comarum palustre</i> (L.) kurjenjalka	<i>Ranunculus repens</i> (L.) rönsyleinikki
<i>Deschampsia cespitosa</i> (L.) nurmilauha	<i>Ranunculus reptans</i> (L.) rantaleinikki
<i>Eleocharis acicularis</i> (L.) hapsiluikka	<i>Frangula alnus</i> (Mill.) korpipaatsama
<i>Eleocharis palustris</i> (L.) rantaluikka	<i>Rorippa palustris</i> (L.) rantanenätti
<i>Elodea canadensis</i> (Michx.) kanadanvesirutto	<i>Sagittaria natans</i> (Pall.) kelluskeiholehti
<i>Epilobium palustre</i> (L.) suohorsma	<i>Salix cinerea</i> (L.) tuhkapaju
<i>Equisetum arvense</i> (L.) peltokorte	<i>Salix pentandra</i> (L.) halava
<i>Equisetum fluviatile</i> (L.) järvikorte	<i>Schoenoplectus lacustris</i> (L.) järvikaisla
<i>Equisetum sylvaticum</i> (L.) metsäkorte	<i>Scutellaria galericulata</i> (L.) luhtavuohennokka
<i>Galium palustre</i> (L.) rantamatara	<i>Sorbus aucuparia</i> (L.) pihlaja
<i>Geum rivale</i> (L.) ojakellukka	<i>Sparganium</i> sp. palpakko
<i>Gymnocarpium dryopteris</i> (L.) metsäimarre	<i>Sparganium emersum</i> (Rehmann) rantapalpakko
<i>Isoetes echinospora</i> (Durieu) vaalealahnanruoho	<i>Sparganium gramineum</i> (Georgi) siimapalpakko
<i>Isoetes lacustris</i> (L.) tummalahnanruoho	<i>Taraxacum</i> sp. voikukka
<i>Juncus filiformis</i> (L.) jousivihvilä	<i>Utricularia</i> sp. vesiheine
<i>Juniperus communis</i> (L.) kataja	<i>Vaccinium myrtillus</i> (L.) mustikka
<i>Lobelia dortmanna</i> (L.) nuottaruoho	<i>Vaccinium uliginosum</i> (L.) juolukka
<i>Lysimachia thyrsiflora</i> (L.) terttualpi	<i>Vaccinium vitis-idaea</i> (L.) puolukka
<i>Lysimachia vulgaris</i> (L.) ranta-alpi	
<i>Lythrum salicaria</i> (L.) rantakukka	
<i>Maianthemum bifolium</i> (L.) oravanmarja	

Liite 2. Eteläisen Suvasveden sammalet. Nimistö on Suomen lajitietokeskuksen (2022) lajiluettelon mukainen.

- 1 *Aulacomnium palustre* (Hedw.) suonihuopasammal
- 2 *Blepharostoma trichophyllum* (L.) seittisammal
- 3 *Calliergon megalophyllum* (Mikut.) järvikuirisammal
- 4 *Calliergonella lindbergii* (Mitt.) sirppiluhtasammal
- 5 *Campyliadelphus chrysophyllus* (Brid.) suippuväkäsammal
- 6 *Campylium protensum* (Brid.) lehtoväkäsammal
- 7 *Campylophyllopsis sommerfeltii* (Myrin) kantoharasammal
- 8 *Cephaloziella* sp. rahtusammalet
- 9 *Chiloscyphus polyanthos* (L.) hetealvesammal
- 10 *Climacium dendroides* (Hedw.) palmusammal
- 11 *Drepanocladus capillifolius* (Warnst.) hiussirppisammal
- 12 *Drepanocladus polygamus* (Schimp.) väkäsirppisammal
- 13 *Drepanocladus sordidus* (Müll.Hal) upossirppisammal
- 14 *Fissidens osmundoides* (Hedw.) rantasiipisammal
- 15 *Nardia* sp. siiransammalet
- 16 *Philonotis caespitosa* (Jur.) ojalähdesammal
- 17 *Pellia* sp. lapasammalet
- 18 *Polytrichastrum alpinum* (Hedw.) vuorikarhunsammal
- 19 *Pseudobryum cinclidioides* (Huebener) kiiltolehvä-sammal
- 20 *Ptychostomum pseudotriquetrum* (Hedw.) lettohiirensammal
- 21 *Rhizomnium pseudopunctatum* (Bruch & Schimp.) lettolehväsammal
- 22 *Rhizomnium punctatum* (Hedw.) kilpilehväsammal
- 23 *Riccardia* sp. (With.) luhtaliuskasammal
- 24 *Riccia fluitans* (L.) kelluhankasammal
- 25 *Sarmentypnum trichophyllum* (Warnst.) lampisirppisammal
- 26 *Scapania* sp. kinnassammalet
- 27 *Scorpidium scorpioides* (Hedw.) lettolierosammal
- 28 *Solenostoma hyalinum* (Lyell) kalvaskorvasammal
- 29 *Sphagnum* sp. rahkasammalet
- 30 *Straminergon stramineum* (Dicks. ex Brid.) kalvaskuirisammal

Liite 3. Rantasammalet tutkimuspaikoittain (26 kpl). Σ = rivien ja sarakkeiden summat.

ID punainen = tutkimuspaikka. ID vihreä = sammalen numero (ks. Liite 2).

ID	1	2	4	5	6	7	8	9	10	12	14	15	16	17	18	19	20	21	22	23	24	25	26	28	29	30	26	
1							1	1			1						1				1		1					6
2		1	1		1	1	1	1	1		1			1			1	1			1		1		1			14
3			1					1	1	1	1		1	1			1	1	1		1				1	1		13
4	1		1					1								1	1									1		6
5	1					1		1	1		1		1				1									1		8
6										1							1											2
7								1		1							1											3
8																												0
9							1		1	1										1		1		1				6
10		1	1				1	1	1	1	1		1	1			1						1		1			12
11								1	1	1			1				1		1			1						7
12	1	1					1		1	1	1						1								1	1		9
13									1	1	1		1										1					5
14	1		1							1	1			1			1								1	1		8
15		1					1	1		1	1			1			1									1		8
16		1	1	1			1	1			1	1		1				1								1		10
17		1					1			1	1			1			1						1	1	1			9
18																												0
19																												0
20	1		1			1	1	1							1		1						1		1	1		10
21		1	1			1	1	1	1		1						1		1				1					10
22			1						1	1	1								1		1							7
23					1			1	1	1	1			1			1								1	1		9
24						1		1		1	1						1				1							6
24	5	7	9	1	2	5	10	14	11	14	15	1	5	8	1	1	17	3	4	1	5	2	7	6	12	1	Σ	

Liite 4. Putkilokasvit tutkimuspaikoittain.

LAJI / TUTKIMUSPAIKKA	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18	19	20	21	22	23	24	
<i>Agrostis clavata</i> (Trin.) hoikkarölli													1												1
<i>Agrostis stolonifera</i> (L.) rönsyrölli						1						1				1						1		1	5
<i>Alisma plantago-aquatica</i> (L.) ratamosarpio								1			1											1	1		4
<i>Alnus glutinosa</i> (L.) tervaleppä																					1				1
<i>Alnus incana</i> (L.) harmaaleppä													1			1									2
<i>Athyrium filix-femina</i> (L.) soreahiirenporras															1										1
<i>Betula pendula</i> (Roth) rauduskoivu										1		1				1									3
<i>Calamagrostis canescens</i> (Roth) viitakastikka	1	1		1	1		1	1						1			1	1	1	1	1				12
<i>Calamagrostis neglecta</i> (Ehrh.) luhtakastikka											1														1
<i>Cicuta virosa</i> (L.) myrkkyykeiso								1										1							2
<i>Callitriche</i> sp. vesitähti																1									1
<i>Caltha palustris</i> (L.) rentukka		1	1		1		1		1	1			1		1	1	1				1		1	1	13
<i>Carex acuta</i> (L.) viitosara	1	1	1		1	1	1	1	1	1	1		1		1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	20
<i>Carex aquatilis</i> (Wahlenb.) vesisara	1	1											1												3
<i>Carex elata</i> (All.) piukkasara							1																		1
<i>Carex lasiocarpa</i> (Ehrh.) jouhisara						1								1									1		3
<i>Carex nigra</i> (L.) jokapaikansara				1						1									1					1	4
<i>Carex panicea</i> (L.) hirssisara												1													1
<i>Carex rostrata</i> (Stokes) pullosara					1		1							1	1				1		1		1		7
<i>Carex vesicaria</i> (L.) luhtasara	1	1		1			1		1		1	1	1			1	1	1			1	1	1	1	14
<i>Comarum palustre</i> (L.) kurjenjalka	1			1	1	1	1	1		1	1		1	1	1		1	1		1	1	1	1	1	18
<i>Deschampsia cespitosa</i> (L.) nurmilauha																			1						1
<i>Eleocharis acicularis</i> (L.) hapsiluikka			1		1	1	1	1		1	1	1	1		1	1	1		1	1	1	1	1	1	17
<i>Eleocharis palustris</i> (L.) rantaluikka							1					1	1						1			1			5
<i>Elodea canadensis</i> (Michx.) kanadanvesirutto											1														1
<i>Epilobium palustre</i> (L.) suohorsma								1															1		2
<i>Equisetum arvense</i> (L.) peltokorte													1												1
<i>Equisetum fluviatile</i> (L.) järvikorte	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	24
<i>Equisetum sylvaticum</i> (L.) metsäkorte								1																	1
<i>Galium palustre</i> (L.) rantamatara			1									1	1	1		1					1				6
<i>Geum rivale</i> (L.) ojakellukka																1									1
<i>Gymnocarpium dryopteris</i> (L.) metsäimarre		1													1										2
<i>Isoetes echinospora</i> (Durieu) vaalealahnanruoho			1	1									1				1				1			1	6
<i>Isoetes lacustris</i> (L.) tummalahnanruoho			1	1	1		1	1	1	1		1				1				1				1	11
<i>Juncus filiformis</i> (L.) jousihivilä	1	1				1			1	1	1	1	1				1	1	1			1	1	1	14
<i>Juniperus communis</i> (L.) kataja																				1					1
<i>Lobelia dortmanna</i> (L.) nuottaruoho		1	1	1		1	1	1	1			1	1		1	1	1			1	1			1	15
<i>Lysimachia thyrsiflora</i> (L.) terttualaipi																						1			1
<i>Lysimachia vulgaris</i> (L.) ranta-alpi	1	1		1		1	1			1	1	1	1	1	1	1	1	1	1		1	1	1	1	18
<i>Lythrum salicaria</i> (L.) rantakukka		1	1		1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1		1	1		1		1	1	18
<i>Maianthemum bifolium</i> (L.) oravanmarja																				1					1
<i>Melampyrum pratense</i> (L.) kangasmaitikka					1																				1
<i>Mentha arvensis</i> (L.) rantaminttu		1	1		1	1			1	1	1	1		1									1	1	11
<i>Molinia caerulea</i> (L.) siniheinä				1					1								1				1				4
<i>Myosotis laxa</i> (Lehm.) rantalemmikki											1														1
<i>Myrica gale</i> (L.) suomyrtti																	1			1					2
<i>Myriophyllum alterniflorum</i> (DC.) ruskoärviä	1	1	1	1	1	1	1		1	1	1		1	1		1	1	1	1		1	1	1	1	20
<i>Myriophyllum verticillatum</i> (L.) kiehkuraärviä		1		1		1							1			1		1	1				1		8
<i>Nuphar lutea</i> (L.) isoulpukka	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	24
<i>Nymphaea</i> sp. lumme				1	1				1	1	1					1		1		1			1	1	10
<i>Orthilia secunda</i> (L.) nuokkutaivikki															1										1
<i>Peucedanum palustre</i> (L.) luhtasuoputki							1			1	1		1	1		1		1		1		1			9
<i>Phalaroides arundinacea</i> (L.) ruokohelpi								1				1						1					1	1	5
<i>Phragmites australis</i> (Cav.) järviruoko		1	1		1	1			1				1	1	1		1			1		1		1	12
<i>Pinus sylvestris</i> (L.) metsämänty																1									1
<i>Persicaria amphibia</i> (L.) vesitatar		1	1	1	1		1	1	1			1	1	1		1	1	1			1	1	1	1	17
<i>Persicaria maculosa</i> (Gray) hanhentatar								1																	1
<i>Potamogeton natans</i> (L.) uistinviita	1				1	1	1	1			1	1		1		1		1			1	1		1	13
<i>Potamogeton perfoliatus</i> (L.) ahvenviita			1	1		1	1				1	1		1		1						1			8
<i>Potentilla erecta</i> (L.) rätvänä												1													1
<i>Ranunculus schmalhauseni</i> (Lutferov) järvisätkin	1	1				1	1			1		1				1	1	1	1			1			11
<i>Ranunculus repens</i> (L.) rönsyleinikki								1																	1
<i>Ranunculus reptans</i> (L.) rantaleinikki		1										1				1					1				4
<i>Frangula alnus</i> (Mill.) korpipaatsama										1		1	1					1							4
<i>Rorippa palustris</i> (L.) rantanenätti																		1							1
<i>Sagittaria natans</i> (Pall.) kelluskeiholehti						1					1	1	1			1									5
<i>Salix cinerea</i> (L.) tuhkapaju															1										1
<i>Salix pentandra</i> (L.) halava													1												1
<i>Schoenoplectus lacustris</i> (L.) järvikaisla			1			1							1										1		4
<i>Scutellaria galericulata</i> (L.) luhtavuohennokka		1																							1
<i>Sorbus aucuparia</i> (L.) pihlaja															1								1		2
<i>Sparganium</i> sp. palpakko					1		1	1	1	1	1	1		1		1			1	1	1	1	1	1	15
<i>Sparganium emersum</i> (Rehmann) rantapalpakko											1	1				1									3
<i>Sparganium gramineum</i> (Georgi) siimapalpakko																1									1
<i>Taraxacum</i> sp. voikukka																					1				1
<i>Utricularia</i> sp. vesiheerne									1				1				1		1						4
<i>Vaccinium myrtillus</i> (L.) mustikka											1														1
<i>Vaccinium uliginosum</i> (L.) juolukka																1				1		1			3
<i>Vaccinium vitis-idaea</i> (L.) puolukka													1	1		1				1					6
	12	20	16	16	19	19	21	19	17	20	25	26	28	16	16	33	20	19	17	16	23	22	21	20	

Liite 5. Tutkimuspaikkojen sijainti. Koordinaattijärjestelmä ETRS-TM35FIN (EPSG:3067). ID = tutkimuspaikka, N = pohjoiskoordinaatti, E = itäkoordinaatti. Punaisella korostetut tutkimuspaikat ovat kuormitettuja lahtia. Muut tutkimuspaikat ovat vertailulahtia.

ID	N	E	ID	N	E
1	6932625,712	562939,254	13	6930274,190	561121,271
2	6932570,821	563444,981	14	6932815,269	560576,754
3	6930088,294	562385,223	15	6933892,592	560524,059
4	6930012,178	562238,848	16	6934126,793	563229,078
5	6931307,601	561580,890	17	6934665,454	561390,602
6	6931042,662	561518,680	18	6931937,016	560243,018
7	6933021,658	561673,838	19	6931093,893	559707,284
8	6933308,554	560769,238	20	6929627,211	560043,947
9	6928340,571	562443,773	21	6932083,391	562514,765
10	6928030,255	562420,353	22	6934369,776	563993,158
11	6931170,008	563110,513	23	6929960,947	562971,457
12	6931448,122	563239,324	24	6931898,958	562860,211